Les mécanismes de régulation de la pêche récréative aux poissons migrateurs face aux hétérogénéités des préférences

Fathallah Kerouaz

▶ **To cite this version:**

Fathallah Kerouaz. Les mécanismes de régulation de la pêche récréative aux poissons migrateurs face aux hétérogénéités des préférences. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2021. Français. NNT : 2021BORD0093 . tel-03338800

HAL Id: tel-03338800
https://theses.hal.science/tel-03338800

Submitted on 9 Sep 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

université de BORDEAUX

THÈSE PRÉSENTÉE

POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE ENTREPRISE, ÉCONOMIE, SOCIÉTÉ (ED 42)

SPÉCIALITÉ : SCIENCES ÉCONOMIQUES

Par Fathallah KEROUAZ

LES MECANISMES DE REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE AUX POISSONS MIGRATEURS FACE AUX HETEROGENEITES DES PREFERENCES

Sous la direction de : Tina RAMBONILAZA

Soutenue le 25 mars 2021

Membres du jury :

Mme AMI Dominique, Enseignant-Chercheure, Aix-Marseille Université,	Rapporteure
M. GARCIA Serge, Directeur de Recherche, INRAE,	Rapporteur
M. SALLES Jean-Michel, Directeur de recherche, CNRS, LAMETA	Examinateur
Mme RAMBONILAZA Tina, Directrice de Recherche INRAE,	Directrice de thèse
M. PEREAU Jean-Christophe, Professeur, Université de Bordeaux,	Président
Mme RULLEAU Bénédicte, Chargée de recherche, INRAE	Examinatrice

Les mécanismes de régulation de la pêche récréative aux poissons migrateurs face aux hétérogénéités des préférences

Résumé

Cette thèse s'inscrit dans le paradigme des services écosystémiques comme fondement de la conservation de la biodiversité. Elle défend l'idée selon laquelle, la conservation des espèces en danger peut s'appuyer sur le maintien de leurs usages récréatifs. Se pose cependant la question de la régulation de ces usages récréatifs. Pour répondre à cette question, la thèse propose une analyse microéconomique des mécanismes de régulation à mettre en place pour encadrer la pêche récréative aux poissons migrateurs. L'originalité de la recherche réside dans l'application d'une approche par les préférences déclarées, et plus précisément les méthodes des expériences de choix discrets, pour appréhender l'optimalité des mesures envisagées du point de vue des pêcheurs. Sur le plan empirique, elle s'intéresse à la pêche de l'alose, pour compléter la littérature sur la préservation des poissons migrateurs limitée au cas du saumon.

La thèse est organisée autour de quatre chapitres. Le chapitre 1 fait le point sur la valeur récréative des différents outils de régulation et leur impact sur le bien-être des pêcheurs, en s'appuyant sur une méta-analyse des résultats des études récentes ayant eu recours à la méthode des expériences de choix. En complément de ce qui a été prédit par les modèles bioéconomiques de la pêche récréative, les résultats de cette méta-analyse montrent que les pêcheurs tirent une valeur récréative plus élevée de la fréquentation des sites avec une présence des mesures de régulation. Cette valeur est plus élevée quand la régulation est considérée comme une nouveauté. Le chapitre 2 positionne l'ensemble des protocoles empiriques développés pour le cas de la pêche à l'alose dans le périmètre du bassin Adour-Garonne. Le questionnaire d'enquête a été développé autour des exercices de choix entre deux scénarios labellisés pour la régulation des usages. Le premier est basé sur un mécanisme monétaire, le deuxième sur un quota individuel de prises, la situation de référence étant l'interdiction totale de la pêche. Ce questionnaire aura permis de construire deux jeux de données obtenus avec deux enquêtes différentes.

La première enquête menée en ligne applique la méthode du *split-sample test* et fournit la base de données pour le chapitre 3. Les résultats des modélisations économétriques axées sur le traitement des hétérogénéités des préférences développées dans ce chapitre montrent qu'en

moyenne l'interdiction de la pêche à l'alose pour restaurer ses stocks engendre globalement une perte d'utilité. Cette perte sera plus élevée pour les pêcheurs tournés vers la quantité des prises. En revanche, les pêcheurs adoptant des pratiques respectueuses des espèces, à l'image du *no-kill*, et ceux ayant des préoccupations environnementales peuvent manifester une certaine préférence pour l'interdiction de la pêche. Pour ces derniers, la préservation de l'espèce via la limitation des captures est perçue comme une mesure indolore (les pêcheurs ont l'habitude de cet outil), alors que l'instauration d'un timbre est bien perçue comme un coût. On ne détecte pas de différence majeure entre l'ensemble des pêcheurs, et ceux qui ciblent spécifiquement l'alose.

La deuxième enquête développe une expérience de choix délibérative, et est à l'origine des données exploitées dans le chapitre 4. La principale contribution de ce chapitre est d'avoir conduit une analyse économétrique qui aboutit à des évaluations de variations de bien-être pour des scénarios de régulation types. Ces évaluations montrent que les bénéfices attendus d'une régulation monétaire sont quasi-identiques à ceux de l'instauration d'un quota, quand les deux types de régulation sont censés produire les mêmes résultats écologiques, et les mêmes conditions de pêche. Néanmoins, l'analyse des débriefings avec les pêcheurs à l'issue de l'expérience de choix fait nettement ressortir que les pêcheurs sont défavorables à l'instauration d'un timbre-alose. Ce dernier résultat confirme l'intérêt de combiner approche quantitative et qualitative par le biais des méthodes d'expériences de choix délibératives.

Mots-clés : Gestion des pêches récréatives ; Expériences de choix ; Consentement-à-payer ; Préservation de la biodiversité ; Modèles Logit Généralisés.

Regulatory mechanisms for recreational fishing of migratory species according to heterogeneity of preferences

Abstract

This PhD is in line with the ecosystem services paradigm as the basis for biodiversity conservation. It defends the idea that the endangered species conservation can be achieved by maintaining their recreational uses. However, the question of the regulation of these recreational uses arises. To answer this question, the thesis develops a microeconomic analysis of the regulatory mechanisms to implement in order to regulate the recreational fishing of migratory fish. The research originality lies in the application of a stated preference approach, precisely the discrete choice experiments method, in the aim to investigate the optimality of the measures envisaged from the point of view of the recreational fishermen. Empirically, we are interested in shad fishing, to complete the literature on the preservation of migratory fish limited to the case of salmon.

The work is organized around four chapters. Chapter 1 reviews the recreational value of the different regulatory measures and their impact on the fishermen welfare. To do so, this review is based on a meta-analysis of the results of recent studies using the choice experiment method. In addition to the finding of bio-economic models, this meta-analysis shows that fishermen derive a higher recreational value from the fishing trip to sites with regulatory measures. This value is higher when the harvest regulation is considered as a new management tool. Chapter 2 describes all the empirical protocols developed for shad fishing in the "Adour-Garonne" basin. The questionnaire was constructed around several choice sets between two scenarios labelled for the regulation of uses. The first is based on a monetary mechanism and the second on an individual quota of catches ; the reference situation being the total prohibition of fishing. This questionnaire allowed the construction of two datasets obtained from two different surveys.

The first online survey applies the split-sample test method and provides the database for Chapter 3. The econometric modelling results show that on average, prohibiting shad fishing in order to restore their stock impact negatively the satisfaction of fisherman compared to other incentive-based scenarios. This impact will be higher for harvest-oriented fishermen. However, fishermen adopting species-friendly practices, such as no-kill, and those with environmental concerns may prefer the prohibition of fishing. In this case, the species preservation through a bag-limit is perceived as an acceptable measure, while the monetary instrument is indeed

perceived as a cost. No major differences were detected between the fishermen as a whole and those specifically targeting shad.

The second survey develops a deliberative choice experiment and provides the database used in Chapter 4. The main contribution of this chapter is to have conducted an econometric analysis that leads to evaluation of welfare variations for typical regulation scenarios. The results suggest that the benefits expected from monetary regulation are almost identical to those of the quota instauration, when both types of regulation are expected to produce the same ecological results, and the same fishing conditions. Nevertheless, the analysis of the debriefings with the fishermen clearly reveals that they are unfavourable to the implementation of a shad-permit. This result confirms the interest of combining a quantitative and qualitative approach through the deliberative choice experiment methods.

Keywords : Recreational fishing management ; Choice experiment method ; Biodiversity conservation ; Generalized Multinomial Logit

---

UR ETBX (Environnement, territoires et infrastructures),

INRAE, centre de Bordeaux, 50 avenue de Verdun, Gazinet, 33612 Cestas-Cedex

Remerciements

J'aimerais d'abord remercier ma directrice de thèse Tina Rambonilaza pour son encadrement de qualité. Ses conseils et son exigence m'ont conduit à dépasser mes propres limites, à développer un esprit de rigueur. Je suis très reconnaissant envers sa confiance tout au long de ce travail de recherche.

Le travail de terrain réalisé pendant cette thèse n'aurait pas été possible sans le soutien et l'implication de Christophe Boschet. Je tiens à le remercier chaleureusement pour ses conseils durant la thèse, pour ses relectures et pour son aide pour l'analyse des données qualitatives.

J'aimerais également remercier Dominique Ami et Serge Garcia, pour avoir accepté de rapporter ma thèse, ainsi que Jean-Christophe Pereau, Bénédicte Rulleau et Jean-Michel Salles d'avoir accepté de prendre part au jury. C'est un privilège de profiter de leurs expertises.

Je remercie également les fédérations départementales de pêche de la Gironde et de la Charente-Maritime d'avoir participé à l'élaboration des enquêtes auprès de leurs adhérents, notamment Marie Rouet et Jean Martin.

Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans la disponibilité et l'accueil chaleureux que m'ont témoigné mes collègues de l'unité ETBX du centre INRAE de Bordeaux. Je remercie dans ce sens Elodie Brahic pour ses conseils pour les analyses économétriques. Un grand merci également à Jeoffrey Dehez pour ses conseils et ses relectures. Je remercie également Françoise Daverat pour ses conseils riches et ses précieuses informations sur l'écologie des poissons migrateurs. Merci également à Olivier Joalland pour ses conseils et astuces, pour mener rapidement l'approche délibérative de l'enquête.

Une pensée amicale pour mes camarades doctorants, Arnauld, Charles, Clémence, Epiphane, Hermione, Julie, Mody, Nadège, Yoann et Zoé. Bon courage à eux pour la suite du parcours. Un grand merci à Zoé pour ses relectures.

Ma famille a évidemment joué un rôle considérable par son soutien. Je ne saurai les remercier assez. Une pensée très particulière à mes parents pour leurs encouragements et leur amour. Un énorme merci également à Myriam, Morgane et Zahra pour avoir relu et corrigé mes nombreux écrits.

A ma chère femme Noura, merci pour ta patience et ton soutien sans faille dont tu as fait preuve pendant toute la durée de cette thèse. A mes enfants, Assia et Haroun.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE 15

CHAPITRE 1 : LES PREFERENCES EN MATIERE DE REGULATION DES PECHES RECREATIVES : UN ETAT DE L'ART 28

INTRODUCTION 28

1. APPROCHE DE LA META-ANALYSE 31

1.1. L'application de la méta-analyse dans le domaine de l'évaluation économique de l'environnement 31

1.2. Recommandations pour la mise en place d'une méta-analyse 32

2. MISE EN PLACE D'UNE META-ANALYSE 33

2.1. Les études sélectionnées 33

2.2. La taille d'effet ou variable dépendante 35

2.3. Les variables indépendantes 36

2.3.1. Différences méthodologiques et de design 37

2.3.2. Attributs des scénarios et leurs niveaux 37

2.3.3. Contexte de la pêche et caractéristiques de la population 38

2.3.4. La forme fonctionnelle de la méta-régression 42

3. RESULTATS DE LA META-ANALYSE 44

3.1. Quelques statistiques descriptives 44

3.2. Méta-régression des consentements-à-payer marginaux 46

3.3. Méta-régression des variations de bien-être 50

DISCUSSION ET CONCLUSION 54

CHAPITRE 2 : MISE EN PLACE D'UNE ENQUETE D'EXPERIENCE DE CHOIX POUR LE CAS DE LA REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE DE L'ALOSE 58

INTRODUCTION 58

1. PREOCCUPATIONS ENVIRONNEMENTALES INDIVIDUELLES ET CONSERVATION DES ESPECES EN DANGER 60

1.1. Les préoccupations environnementales spécifiques des pêcheurs 60

1.1.1. L'adoption des pratiques pro-conservation : le *no-kill*, le *catch-and-release* ou la « graciation » des espèces 60
1.1.2. La prise en compte du bien-être des espèces 62
1.2. Des pêcheurs également citoyens - les valeurs pro-environnementales 64
1.3. Informations et préoccupations environnementales 68
1.4. L'information écologique à délivrer pendant l'exercice de choix 69
2. LA MISE EN PLACE D'UN PROTOCOLE D'EXPERIENCES DE CHOIX : LA REGULATION DE LA PËCHE RECREATIVE DE L'ALOSE 71
2.1. Le terrain d'étude : l'alose dans le bassin Adour-Garonne 71
2.2. Le choix des différents attributs 73
2.2.1. Les conditions de pêche 74
2.2.2. L'accessibilité des sites de pêche 76
2.2.3. Résultats écologiques dans 10 ans 78
2.3. Le scénario de référence : statu-quo versus *opt-out* 80
2.4. La génération d'un protocole de choix labellisé 82
2.5. Une expérience de choix labélisée pour la régulation de la pêche récréative 82
2.6. Le processus de génération des choix 83
3. HETEROGENEITES DES PREFERENCES DANS LES MODELES DE CHOIX DISCRETS 87

CHAPITRE 3 – LES PREOCCUPATIONS ENVIRONNEMENTALES COMME DETERMINANTS DES CHOIX DES INSTRUMENTS DE REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE D'UNE ESPECE EN DANGER ? 91
INTRODUCTION 91
1. LA BASE DE DONNEES 95
1.1. Une enquête en ligne appliquant la technique du *split-sample* 95
1.2. Propriétés statistiques de l'échantillon 97
1.3. Les données sur les choix opérés 98
1.3.1. La répartition des réponses entre les scénarios 98
1.3.2. Motivations du choix du scénario d'interdiction 99
1.3.3. Charge émotionnelle et difficulté de l'exercice 100
2. DES CONNAISSANCES AUX VALEURS ENVIRONNEMENTALES 102
2.1. Connaissances de l'alose et des poissons migrateurs 102
2.2. Pressions anthropiques et menaces sur les poissons migrateurs 103

2.3. Perceptions de la gestion et de la conservation des poissons migrateurs 104
2.4. Deux catégories de préoccupations environnementales 107
2.4.1. Les pratiques pro-environnementales 107
2.4.2. Deux types de valeurs pro-environnementales 109
3. ANALYSES ECONOMETRIQUES DES DETERMINANTS DES PREFERENCES 114
3.1. Stratégie d'estimation économétrique 114
3.2. Le modèle Logit conditionnel 115
3.2.1. L'influence des attributs sur le choix de régulation de la pêche récréative 115
3.2.2. L'estimation d'un modèle Logit conditionnel tenant compte des caractéristiques des pêcheurs 119
3.3. Tests d'hypothèses IIA 122
3.4. Le modèle Logit mixte : l'impact des hétérogénéités non-observables 124
4. IMPACT DE L'APPORT D'INFORMATION ECOLOGIQUE SUR LES PREFERENCES 129
4.1. Mise en place du test de Swait-Louvière et résultats 129
4.2. De l'estimation d'un Logit mixte au modèle G-MNL 132
5. LES PECHEURS CIBLANT L'ALOSE 138
5.1. Les caractéristiques des pêcheurs ciblant l'alose 138
5.2. Impact de l'information sur les préférences des pêcheurs d'alose 139
DISCUSSION ET CONCLUSION 143

CHAPITRE 4 – INTERDIRE OU AUTORISER LA PECHE D'UNE ESPECE EN DANGER : UNE APPROCHE EN TERMES DE BIEN-ETRE 147
INTRODUCTION 147
1. UNE EXPERIENCE DE CHOIX DELIBERATIFS 150
1.1. Fondement théorique de la méthode délibérative 150
1.2. Une expérience de choix à deux rounds avec un debriefing 153
1.3. L'introduction d'une approche qualitative : le débriefing 157
2. LES PROFILS DES REPONDANTS 158
2.1. La connaissance des poissons migrateurs 158
2.2. La perception de la gestion actuelle de la pêche récréative 159
2.3. Les profils pro-environnementaux des enquêtés 161
2.4. Les profils de pratiques des enquêtés 162

3. LES DETERMINANTS DES PREFERENCES EN MATIERE DE REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE 166
3.1. Stratégie d'estimation économétrique 166
3.2. Le modèle Logit conditionnel 168
3.3. Le modèle Logit mixte : introduction des hétérogénéités non-observée 172
3.3.1. Le modèle mixte Logit avec une fonction normale de distribution des paramètres 172
3.3.2. Vérification de la stabilité des coefficients 175
3.3.3. Le modèle Logit mixte avec une distribution logarithmique des variables 176
3.4. Interprétations des résultats 180
4. EVALUATION DES CONSENTEMENTS-A-PAYER ET VARIATION DE BIEN-ETRE DES PECHEURS 182
4.1. Les consentements-à-payer marginaux par attribut 182
4.2. Evaluation de l'impact de quatre scénarios de régulation sur le bien-être des pêcheurs 185
5. LES POINTS DE VUE DES PECHEURS SUR LES ENJEUX DE LA REGULATION 189
5.1. Construction du corpus de données issues du débriefing 189
5.2. Perceptions contrastées des problèmes 190
5.2.1. Les pêcheurs et l'alose 190
5.2.2. A propos des mesures de régulation proposées 193
1.1. Quelques alternatives aux mesures proposées 199
CONCLUSION 200

CONCLUSION GENERALE 204

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 216
ANNEXES 245
LISTE DES ABREVIATIONS 276
TABLE DES ILLUSTRATIONS 277

INTRODUCTION GENERALE

Contexte et cadrage général de la recherche

Les usages récréatifs des espèces en danger, un service écosystémique permettant de préserver la biodiversité

Les populations de poissons et plus particulièrement les poissons migrateurs amphihalins (PMA) sont le support de nombreux services qui sont fondamentaux pour le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et à l'origine de nombreux services qui émanent directement de la demande sociale en lien avec les services récréatifs et la consommation humaine (Holmlund et Hammer 1999). Les PMA ont en outre la particularité de pouvoir produire des services écosystémiques à très large échelle (Limburg et Waldman, 2009). C'est pourquoi, la présence, et surtout l'abondance de ces espèces, représente une indication forte de richesse et qualité biologiques des milieux aquatiques. Par ailleurs, les PMA vivent une partie de leur cycle biologique en eau douce et l'autre en eau salée. Après une période de grossissement en rivière et de vie en mer ces espèces remontent les fleuves pour se reproduire[1]. C'est ce cycle de vie des PMA qui en fait une composante originale de la biodiversité aquatique.

On recense généralement sept espèces de poissons « grands migrateurs » : l'anguille européenne, le saumon atlantique, la truite de mer, la lamproie marine et fluviatile, l'alose feinte et la grande alose[2]. A l'heure actuelle, toutes ces espèces figurent sur la liste rouge des espèces aquatiques en danger du Comité de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). Cette liste publiée par l'UICN en 2019 fait état « d'une situation déjà préoccupante lors de la première évaluation en 2010, et toujours très inquiétante ». Parmi les sept espèces de poissons menacés (voir tableau 1) : la grande alose et l'anguille européenne sont classées « en danger critique » de disparition, la lamproie marine est « en danger » et la lamproie de rivière est « vulnérable ». Le saumon atlantique et l'alose feinte sont quant à eux considérés comme « quasi-menacés » sur l'ensemble du territoire français, avec une tendance jugée en baisse pour les deux espèces. Il est à noter également que la situation de deux migrateurs s'est aggravée entre 2010 et 2019. En effet, la grande alose est ainsi passée de « vulnérable » à « en danger critique » de disparition et la lamproie marine d'un statut de « quasi-menacée » à « en danger ».

[1] Seule l'anguille possède un cycle biologique inverse. C'est-à-dire, elle grossit et vit en rivière avant de rejoindre la mer pour se reproduire.
[2] Cette liste a été définie par l'article R436-44 du Code de l'environnement de 1994 revisité en 2005, en France.

Espèce	Statut biologique	Tendance des stocks
Grande alose	En danger critique	En baisse
Anguille européenne	En danger critique	En baisse
Lamproie marine	En danger	En baisse
Lamproie de rivière	Vulnérable	En baisse
Alose feinte	Quasi-menacée	En baisse
Saumon atlantique	Quasi-menacé	En baisse
Truite de mer	Quasi-menacée	En baisse

Tableau 1 : Extrait de la liste des poissons d'eau douce menacés en France
Source : UICN, 2019**. Note :** Quasi menacée signifie que l'espèce est proche du seuil des espèces menacées ou qui pourrait être menacée si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises.

En France, les modalités de pêche de ces espèces amphihalines des parties, maritime et fluviale, ont été harmonisées depuis 1994. Par ailleurs, le décret « amphihalins » a conduit à la création dans chaque bassin versant d'un comité de gestion des poissons migrateurs (COGEPOMI). Ces comités réunissent pour chaque grand bassin versant, différents types d'acteurs (usagers de la ressource, acteurs publics nationaux et locaux, acteurs de l'eau et acteurs de la préservation), dont l'objectif est d'accompagner la gestion durable de la ressource. Parallèlement, la mise en œuvre d'une forme de gestion adaptative et les suivis des dynamiques des populations ont été confiés aux associations qui regroupent les fédérations de pêche professionnelle et de loisirs. Ces associations choisissent et réalisent également les actions de restauration des stocks et des milieux.

Les poissons migrateurs sont d'abord des espèces cibles de la pêche professionnelle. En France, jusqu'au milieu des années 1990, l'ensemble des PMA a été exploité (Clément et al., 1996). Cependant, avec la baisse tendancielle de la pêche commerciale, la pêche récréative est devenue un usage alternatif aux poissons migrateurs permettant ainsi d'articuler bénéfices socio-économiques pour les territoires et préservation de l'espèce sauvage, à l'instar de la pêche sportive du saumon atlantique de la mer Baltique (Kulmala et al., 2013). La promotion de ces usages récréatifs est également avancée comme un moyen de préserver les espèces. En effet, il est souvent difficile de dissocier usage et préservation des espèces. Les principaux usagers sont en général, les principaux acteurs en faveur de la préservation de la ressource. S'ils se tournent vers d'autres espèces cibles, il sera difficile de les remobiliser pour mettre en place une gestion et des mesures de restauration adaptées pour les écosystèmes (Gramaglia, 2009). Il en résulte

non seulement une perte de population d'espèces, mais aussi une disparition des autres fonctionnalités écologiques que leurs habitats étaient susceptibles de fournir lorsque ceux-ci étaient en meilleur état (Limburg et Waldman, 2009). La valorisation récréative des poissons migrateurs pour permettre leur sauvegarde ouvre sur une nouvelle logique d'interdépendance entre les pratiques de la pêche récréative et la préservation des ressources et milieux aquatiques, et étend les bénéfices attendus de ces pratiques à des bénéfices écologiques (Milcu et al., 2013).

Il faut souligner que dans la plupart des pays développés, la pêche de loisir (récréative et sportive) représente une activité sociale et économique importante. En moyenne, dans le monde, le taux de participation à la pêche récréative est d'environ 10,6 % (Arlinghaus et al., 2015), ce qui représente environ 120 millions de pêcheurs récréatifs rien qu'en Amérique du Nord, en Europe et en Océanie (Arlinghaus et al., 2021). Les pêcheurs pratiquent cette activité d'abord pour le plaisir, comme sport, mais aussi à des fins de consommation. Pour les poissons migrateurs, on dispose encore de très peu de connaissances sur la relation pêche récréative-espèces d'intérêt « game fishes », si ce n'est que ces espèces sont le plus souvent recherchées dans les eaux continentales (Donaldson et al., 2011). On dispose encore de très peu de données, mais selon les chiffres disponibles, la pêche de loisir concerne 12% des prélèvements sur les ressources halieutiques, à l'échelle mondiale (Cooke et Cowx, 2006). Des travaux, menés au Canada (Post et al. 2002) et en Australie (McPhee et al., 2002), montrent que la pression des usages non marchands sur certains poissons peut être également à l'origine de l'effondrement de certaines populations. Le prélèvement de la pêche récréative peut s'avérer supérieur à celui de la pêche commerciale notamment pour certaines espèces marines (Stage et Kirchner, 2005, Mcphee et al., 2002) ou d'eaux douces (Cowx et al., 2010). La validité de ce lien de causalité est renforcée pour certaines espèces pour lesquelles l'arrêt de la pêche commerciale n'a pas entraîné les effets escomptés sur les stocks (Cook et Cowx, 2006).

La limitation des prélèvements associés à la pêche de loisir est devenue un aspect important de la gestion durable des écosystèmes aquatiques et de leur biodiversité. Ces dernières années, un certain nombre de pays européens ont fait évoluer l'encadrement de la pêche récréative de certaines espèces (certains poissons migrateurs amphihalins comme l'anguille en Europe dès 2007 ; le bar en Irlande en 2015, puis en France en 2017). Le régulateur public dispose généralement de quatre types de mesures qu'il peut utiliser seule ou de manière complémentaire pour limiter la mortalité par pêche et assurer la reconstruction des stocks : i) la mise en place de licences ou permis ; ii) des quotas de prélèvements – *bag limit* ; iii) une augmentation de la taille minimale des captures – *size limit* ; iv) des fermetures spatio-temporelles - moratoire.

La pêche récréative et de loisirs ciblant des poissons migrateurs sont déjà encadrées par différentes mesures de régulation biologique : limitation du nombre de captures par saison, l'imposition d'une taille minimale, ou encore la fermeture temporaire ou définitive de la pêche. Les travaux traitant de l'efficacité de ces différents types de mesures sont toujours d'actualité. Mais il semble que, les mesures les plus contraignantes comme l'interdiction ont été les moins efficaces. C'est le cas de la pêche à l'anguille européenne en Allemagne (Beardmore et al., 2011). Cette dernière n'ayant pas d'espèce substitut pour les pêcheurs-amateurs en tant que consommateurs, la baisse de l'effort de pêche malgré la régulation de sa capture a été marginale. Par ailleurs, le statut de l'espèce « rare » ou « en danger » peut renforcer l'attractivité de l'espèce auprès des pêcheurs sportifs (Cooke et al., 2014), des mesures réglementaires comme la taille minimale des captures ou encore le *catch-and-release* ne pouvant enrayer l'augmentation de la mortalité par hameçon (Johnston et al., 2015). Enfin, une politique de conservation de la biodiversité guidée par les services écosystémiques qui donne la priorité aux services récréatifs peut déboucher sur des résultats écologiques totalement contradictoires à ceux qui seraient attendus. La promotion des usages récréatifs peut, en effet, fragiliser l'état de santé des stocks. En ce sens, le recours à une mesure monétaire, en l'occurrence l'instauration d'un permis de pêche, pourrait s'avérer nécessaire pour induire un auto-ajustement des efforts individuels (Le Goffe et Salanié, 2005).

Le principal objectif de cette thèse est de répondre aux deux questions suivantes : doit-on recourir à l'interdiction des usages récréatifs d'un poisson migrateur qui est une espèce en danger, pour garantir sa préservation ? Dans le cas contraire, quels types d'instruments de régulation des usages récréatifs permettraient de concilier efficacité écologique et optimalité économique ?

La régulation de la pêche récréative d'une espèce en danger – des repères théoriques

Du point de vue économique, la pêche de loisir en tant qu'activité récréative peut d'abord être interprétée comme une demande de fréquentation d'un site naturel qui offre des caractéristiques pour la pratique de cette activité. La satisfaction qu'un pêcheur retire d'une sortie de pêche reste ici fonction de paramètres qui influencent l'effort, comme les captures par unité d'effort, la taille moyenne des captures. Ainsi, la fréquentation d'un site de pêche reflète généralement la différence entre la satisfaction retirée d'une visite (en termes d'expérience de loisirs) et les coûts de déplacement engagés par le pêcheur (les dépenses de transport, d'hébergements, ou toutes autres dépenses liées à la visite, ainsi que le coût d'opportunité du temps). La traduction

monétaire de ce bénéfice net de la pêche lors d'une visite est fournie par le consentement-à-payer (CAP). Etant donné les contraintes budgétaires (en termes de revenu et de temps) du pêcheur, ce CAP est élevé au début, mais il devient de plus en plus faible au fur et à mesure que la fréquentation augmente. Autrement dit, les pêcheurs arrêtent d'aller à la pêche quand ils ne sont plus prêts à payer pour une visite supplémentaire.

Le cadre théorique qui a permis de poser la nécessité des différents instruments de régulation de la pêche récréative a été proposé par Anderson (1983, 1992). Son modèle bioéconomique permet d'étudier l'efficacité relative de différents instruments de régulation à réduire la mortalité globale par hameçon et à améliorer les stocks de poissons. La principale conclusion d'Anderson est la suivante : les mesures de régulation biologique (limitation des captures, limitation de tailles, période de pêche) permettent de se conformer aux contraintes biologiques de renouvellement des stocks, mais seul l'instrument monétaire permet à la fois de satisfaire la demande du pêcheur et de réguler les captures pour maintenir, voire améliorer les stocks. Les instruments réglementaires basés sur les mesures de régulation biologique restent cependant plus faciles à implémenter.

Les mesures de régulation biologique

Une limitation des captures se traduit par un nombre de prises légales, qui conduit à relâcher tous les autres poissons capturés qui dépassent le quota attribué. Une limitation de tailles quant à elle, peut emprunter deux mécanismes : l'application d'une taille minimale pour les poissons à garder, ou l'application d'une taille maximale pour laquelle le poisson capturé doit être « gracié ».

Pour les pêcheurs intéressés uniquement par le nombre de prises par sortie, la mise en place des mesures biologiques (limitations des captures et de tailles) pourrait avoir un impact majeur sur les bénéfices attendus d'une sortie de pêche. Cela peut les conduire à faire des compromis entre les poissons à garder et ceux à rejeter. Ces arbitrages peuvent déterminer, en fin de compte, l'efficacité de ces mesures biologiques. L'application d'une taille minimale des captures entraine, à court terme, une réduction des prélèvements et par voie de conséquence une baisse du bénéfice retiré d'une sortie de pêche (Homans et Ruliffson, 1999 ; Woodward et Griffin, 2003). Les pêcheurs peuvent cependant compenser leurs rejets par des sorties supplémentaires, tant que les coûts de déplacement sont faibles. Cela revient à dire que la mise en place d'une taille minimale pénalise principalement les pratiques de longue distance, que les pêcheurs soient plus ou moins expérimentés.

Cependant, l'instauration d'un quota des captures n'a pas nécessairement un effet négatif sur le bénéfice d'une sortie de pêche. Face à un nombre limité de captures , les pêcheurs peuvent opter pour l'une des quatre possibilités suivantes (Woodward et Griffin, 2003) : i) respecter la règle, c'est-à-dire qu'ils cesseront de pêcher quand ils arriveront au nombre de poissons autorisés ; ii) relâcher les poissons les plus petits en espérant capturer les plus gros ; iii) rejeter les petits poissons pendant les sorties où ils ont dépassé la limite autorisée. ; iv) organiser des sorties en groupe durant lesquelles ils peuvent se compenser entre eux afin de ne pas dépasser la limite. Chaque type de réponse à la mesure de régulation affecte la mortalité globale liée à la pêche et le bénéfice net attendu d'une sortie pour chaque pêcheur. Néanmoins, il semble que la limitation du nombre des captures a tendance à pénaliser surtout les pêcheurs expérimentés (pêcheurs sportifs) quand la mesure est appliquée pour les sites qu'ils fréquentent régulièrement (Murphy et al., 2015).

La combinaison des deux instruments de régulation biologique peut être une alternative pour la gestion de la pêche. Mais, cette option ne peut devenir efficace qu'à la seule condition que, l'un ou l'autre instrument le soit déjà de manière indépendante (Woodward et Griffin, 2003). Par ailleurs, l'application d'une taille minimale des captures, et la limitation du nombre des captures peuvent réduire la mortalité globale des poissons seulement si on fait abstraction de la mortalité des rejets. En d'autres termes, on fait l'hypothèse que l'ensemble des poissons relâchés lors des sorties dans un site, vont certainement survivre. Dans le cas contraire, l'impact de ces deux instruments à long terme sur la mortalité globale reste ambigu (Woodward et Griffin, 2003). Il semble par ailleurs que, la proportion des rejets a augmenté de manière significative pour les espèces réglementées par une limitation du nombre des captures ou l'instauration de la taille minimale des captures, alors qu'aucun changement n'a été détecté pour les espèces non-réglementées (Harper et al., 2000 pour le cas des pêches récréatives en Floride).

En d'autres termes, la régulation des captures par les mesures biologiques peut s'avérer insuffisante pour inciter à l'auto-ajustement des prélèvements. La mise en place de mécanismes incitatifs pourrait donc constituer une mesure de régulation alternative ou complémentaire des instruments s'appuyant sur les mesures biologiques. A notre connaissance, il n'y a pas d'études empiriques qui traitent des choix à opérer entre les instruments recourant à des mesures biologiques et les instruments incitatifs qui visent les comportements pro-environnementaux pour le cas de la pêche récréative.

Le rôle de la régulation monétaire sur les comportements pro-environnementaux

L'application des incitations économiques est devenue populaire en tant que moyen pour promouvoir la préservation des écosystèmes (Vatn, 2010) grâce au concept de services écosystémiques qui oriente depuis quelques années la réflexion des politiques environnementales (TEEB, 2010). En revanche, elles sont souvent critiquées quant à leur potentiel à atténuer le déclin de la biodiversité (McClaulay, 2006). L'argumentation fréquemment avancée est que les incitations économiques sont moins efficaces et peuvent même conduire à des changements de comportements dans le sens opposé de ce qui est voulu (Gneezy et Rutichini, 2000 ; Frey et Oberholze-Gee, 1997). Ainsi, leur efficacité pour la conservation de la biodiversité reste contestée, et certains auteurs suggèrent que les changements qu'elles peuvent induire dans les motivations peuvent, sous certaines conditions, « saper » les efforts de conservation à long terme (Kosoy et Corbera, 2010 ; Vatn, 2010 ; Gómez-Baggethun et Ruiz-Pérez, 2011 ; Muradian et al., 2013).

Les principales explications apportées à ce phénomène sont d'abord d'ordre psychologique. Les incitations monétaires peuvent évincer (*crowding-out*) les motivations intrinsèques, telles que l'engagement moral des individus envers la conservation de la nature (Luck et al., 2012). La dimension éthique est à considérer car le fait que l'on associe à l'argent une cause qui en appelle à la responsabilité ou à la morale conduit les individus à considérer qu'elle n'est finalement pas si importante (Nyborg et Rege, 2003). Au cours des dernières années, un nombre croissant d'études ont étudié le phénomène de *crowding* des motivations causé par les incitations économiques, mises en œuvre dans divers contextes, pour encourager la conservation de la biodiversité (Rode et al., 2015, pour une revue systématique). Le travail de Rode et al., (2015) passe en revue dix-huit études empiriques portant sur les impacts d'un ensemble de mécanismes incitatifs extrinsèques pour la conservation de la biodiversité sur les motivations intrinsèques des individus. Ces auteurs suggèrent que le recours aux incitations externes, économiques, peut conduire, dans la plupart des cas, à une éviction des motivations internes des individus (des motivations éthiques et morales, par exemple).

A cette lecture psychologique de l'efficacité des instruments monétaires s'oppose une approche socio-politique. Dans cette perspective, la mise en place d'instruments monétaires permettrait de changer la perception qu'ont les individus de l'usage récréatif de la biodiversité aquatique, à savoir qu'il n'est pas un droit mais plutôt un privilège (Greiner et al., 2000). En outre, ce mécanisme peut jouer ici le rôle d'un signal normatif (Licari et Meier, 2000) quant à la sévérité

du problème et la nécessité d'une régulation (Kallbekken et Aasen, 2010). Elle peut aussi donner une indication sur la vraisemblance d'une baisse globale de l'exploitation de ladite espèce. Il est cependant important de bien calibrer le montant de cette mesure (Frey, 1999) pour que cet instrument soit considéré comme utile et crédible (un montant suffisant pour permettre le financement d'actions de conservation) par les usagers (Kallbekken et Aasen 2010).

Cette thèse contribue de manière empirique à ce débat global sur le rôle des instruments monétaires pour la régulation des usages des ressources impactant la biodiversité, en cherchant à lier les préférences des pêcheurs entre les instruments biologiques et les instruments monétaires avec leurs motivations pro-environnementales.

Organisation de la recherche

Cette thèse permet d'enrichir la réflexion sur les choix des instruments de régulation de la pêche récréative d'une espèce en danger à travers une analyse approfondie des préférences des pêcheurs. L'examen de leurs préférences et surtout de leur hétérogénéité permet de comprendre le rôle respectif de leur pratique, leur perception de l'efficacité de chaque type d'instruments envisagés, comme de leurs motivations environnementales. Pour ce faire, cette thèse s'appuie sur des travaux empiriques basés sur l'application de la méthode des expériences de choix discrets. En effet, depuis le début des années 2000, la compréhension des hétérogénéités des préférences des pêcheurs de loisirs a fait l'objet d'un ensemble de travaux empiriques. L'application de la méthode des expériences de choix (Aas et al., 2000 étant un des travaux pionniers), a permis d'explorer les effets d'un certain nombre de variables caractérisant les sites de pêche, sur la satisfaction individuelle des pêcheurs. Parmi les variables proposées, figurent presque de manière systématique, les mesures de régulation des prélèvements (Hunt, 2005).

L'analyse de la régulation de la pêche récréative des espèces de poissons en danger par les préférences des pêcheurs, en dehors du saumon (Le Goffe et Salanié, 2005 ; Kulmala et al., 2013 ; Lew et Larson, 2014 ; Golden et al., 2019) est très récente (Cha et Melstrom, 2018 ; Grilli et Curtis, 2019)[3]. Cette thèse s'inscrit dans cette littérature émergente en s'intéressant au

[3]Cha et Melstrom (2018) examinent les préférences des pêcheurs pour le *catch-and-release* d'une espèce (Polyodon spathula), classée vulnérable par l'UICN et Grilli et Curtis, (2019) étudient les préférences des pêcheurs pour la conservation de la truite de mer en Irlande.

cas de l'alose, et en étendant les mesures de régulation étudiées aux interdictions et à la régulation monétaire.

La pêche récréative de l'alose sur le bassin Adour- Garonne comme cas d'étude

La Grande alose (*Alosa alosa*) et l'alose feinte (*Alosa fallax*) sont des poissons migrateurs potamotoques[4] (i.e. qui naissent en eau douce, réalisent l'essentiel de leur croissance en mer et qui reviennent en eau douce juste avant la reproduction). Historiquement, la grande alose est présente sur la façade Est de l'Atlantique Nord (Lassalle et al., 2008, 2009), mais depuis le début du XXème siècle, son aire de répartition se contracte. Ainsi, on observe un déclin de la population particulièrement prononcé pour les cours d'eau de l'Afrique du Nord et du Sud de l'Europe (Baglinière et al., 2003). L'alose feinte tend à s'étendre vers le Nord de l'Europe comme en témoignent des observations de plus en plus fréquentes en Irlande et au Nord de l'Angleterre. La grande alose est toujours une espèce exploitée commercialement au Portugal et en France, et l'alose feinte devient une espèce ciblée par la pêche récréative.

En revanche, l'effondrement des stocks des grandes populations de grande alose, observé au début des années 2000, pour la façade Atlantique Sud, en lien avec le bassin Adour- Garonne, n'a pas trouvé d'explication entièrement satisfaisante. Certaines mesures drastiques telles que les moratoires de pêche pour plusieurs rivières comme la Garonne, la Dordogne, et la Charente (au sein du bassin Adour-Garonne) n'ont pas démontré leur efficacité à reconstituer des stocks. Par ailleurs, la conservation, voire la restauration de la capacité productive et reproductive des PMA dont l'alose sur ce bassin, a conduit à l'implémentation de nombreuses actions qui comportent des coûts : l'arrêt de l'extraction de granulat, l'aménagement des obstacles pour la restauration de la continuité écologique afin de faciliter les migrations, la lutte contre les pollutions des milieux aquatiques.

Avec l'intérêt porté par les acteurs de la gestion au développement des usages récréatifs, et au regard de la fragilité des stocks, la question de la mesure de régulation la plus adéquate se pose pour le cas de l'alose

[4] Etant donné qu'il y a actuellement un moratoire de pêche de la grande alose, ce travail s'est principalement intéressé au cas de l'alose feinte. Nous utilisons le terme alose pour faire référence à cette dernière espèce et on précise qu'on veut faire la distinction entre les deux espèces (alose feinte et grande alose).

Des travaux qui s'articulent autour de quatre chapitres

Les différents scenarios de régulation doivent tenir compte de la façon dont ils affectent le bien-être des pêcheurs (Dorow et al., 2010). Les méthodes d'évaluation par les préférences déclarées permettent d'étudier les conséquences des scénarios hypothétiques, décrivant les politiques publiques environnementales, sur les comportements des usagers d'une ressource naturelle (Bateman et al, 2002).

Depuis les années 2000, un ensemble de travaux empiriques montrent que, d'une manière générale, les pêcheurs récréatifs demandent la mise en place d'instruments de régulation de leurs usages. Néanmoins, certains de ces travaux montrent également une certaine réticence voire une opposition à l'égard de mesures trop contraignantes, que ce soit pour les pêches en milieu marin (Lew et Larson, 2015), ou les pêches en milieu fluvial (Dorow et al., 2010). Afin de tirer des études existantes, un ensemble d'enseignements généraux, **le chapitre 1** restitue de manière exhaustive les enseignements de la littérature appliquant la méthode des expériences de choix, la méthode d'évaluation des préférences qui a été appliquée dans cette thèse, pour analyser les préférences des pêcheurs récréatifs vis-à-vis des instruments de régulation biologique (limitation des captures, limitation de tailles, *catch-and-release*…). Pour ce faire, ce chapitre 1 s'appuie sur une méta-analyse pour extraire des enseignements supplémentaires sur un ensemble d'études récentes qui ont utilisé la méthode des expériences de choix (au final 19 études). L'application d'une analyse quantitative par l'estimation de méta-régressions a permis d'examiner comment la valeur récréative d'un poisson, mesurée via le CAP du pêcheur d'une part, et la variation de leur bien-être par rapport à une situation sans déplacement (rester chez soi) d'autre part, évolue avec les contextes de pratique de la pêche, y compris les mesures de régulation appliquées. Les méta-régressions permettent également d'observer les effets des choix méthodologiques des différentes études (Johnson et al, 2006 ; Mazzotta et al., 2015).

L'objet général de la suite de la thèse (**chapitres 2**, **3** et **4**) est d'étudier les préférences des pêcheurs entre différents scénarios de régulation de la pêche récréative de l'alose, en s'appuyant sur les protocoles d'expériences de choix discrets. Pour conduire ce travail empirique, l'ensemble des analyses économétriques repose sur un protocole d'enquête d'expériences de choix, qui a été administré de manière adaptée aux questions soulevées par la thèse.

Le chapitre 2 décrit les enjeux conceptuels et méthodologiques qui ont jalonné l'élaboration de ce protocole d'expériences de choix. Nous avons choisi comme mesure de régulation biologique à étudier, la limitation du nombre des captures, une mesure qui n'est pas encore

appliquée pour le cas de l'alose. Or, cette mesure reste sans doute la plus couramment utilisée dans la régulation de la pêche à la ligne (Askey, 2015). A côté de cette mesure biologique, et à la différence des travaux existants (présentés dans le chapitre 1), cette thèse veut tester comme alternative à l'interdiction de la pêche, la mise en place d'un instrument monétaire (un timbre-alose) comme mesure de régulation à comparer aux mesures biologiques (en l'occurrence, la limitation du nombre de captures).

A la différence des travaux précédents, le protocole d'expérience de choix développé cherche à tester l'impact de l'information sur les préférences. En effet, pour une espèce en danger, une information sur l'état des stocks pourrait contribuer à changer la perception que les pêcheurs ont de leurs pratiques, mais aussi de l'efficacité des mesures de régulation envisagées et pouvant par conséquent impacter leurs choix. Les protocoles d'enquête accordent par conséquent, une importance particulière à l'étude de l'impact d'une nouvelle information écologique concernant l'état des stocks sur les préférences des pêcheurs vis-à-vis des mesures de régulation de la pêche d'une espèce en danger. Ils développent pour cela différentes manières de faire : (i) la technique du *split-sample test* pour l'enquête ouverte à l'ensemble des pêcheurs des deux fédérations de pêche qui ont été associées à l'étude (1000 observations au final) ; (ii) la délivrance de l'information par une modératrice au cours d'une expérience de choix délibérative conduit avec 62 pêcheurs partagés en six sessions.

Le chapitre 3 développe une analyse économétrique des déterminants des choix entre les différents instruments de régulation de la pêche étudiés : interdiction versus régulation par la limitation des captures, ou par le timbre-alose. Au vu du statut « d'espèce en danger » de l'alose, nous portant la focale sur le rôle explicatif des comportements et attitudes pro-environnementaux des pêcheurs à côté des usuelles variables sociodémographiques (Gallagher et al., 2015 ; Curtis, 2018). L'élaboration d'une grille d'évaluation des préoccupations environnementales par les échelles de Likert (Milfont et Duckitt, 2010 ; Moussaoui et al 2016) a fait l'objet d'une attention particulière lors de l'élaboration du protocole afin de traiter avec pertinence ces préoccupations environnementales. En outre, si le choix d'un instrument de régulation des usages pour préserver la biodiversité peut être motivé par des préoccupations environnementales, alors la sensibilité aux enjeux environnementaux peut s'accroître avec l'information délivrée et les préférences peuvent se modifier (Moynihan et Hawes, 2012 ; Schoenefeld et McCauley, 2016). Un ensemble de modèles économétriques ont été mobilisés dans l'analyse, dont le modèle Logit multinomial généralisé (G-MNL) (Fiebig et al., 2010) pour mieux appréhender les mécanismes par lesquels l'information sur l'état des stocks peut avoir

un effet sur les préférences. Les analyses économétriques concernent l'ensemble des pêcheurs ayant répondu à l'enquête d'une part, et les pêcheurs ciblant spécifiquement l'alose d'autre part.

Le chapitre 4 développe quant à lui une analyse des préférences entre les différents instruments en adoptant une approche en termes de bien-être. La méthode délibérative peut amener les enquêtés à faire des choix stables (LaRiviere et al. 2014, Shapansky et al., 2008). La mise en œuvre de cette analyse repose par conséquent sur l'implémentation d'une expérience de choix délibérative (voir Lienhoop et Volker, 2016 ; Kenter et al., 2016 ; Owuor et al., 2019, pour les application récentes). Cette méthode permet par ailleurs de mobiliser des méthodes d'évaluation quantitatives et qualitatives de manière simultanée (Schaafsma et al, 2018).

Le protocole délibératif, mis en place pour ce travail, se démarque de ce qui est à l'œuvre jusqu'à présent dans la littérature. L'enquête procède bien en deux rounds avec un temps de pause, de réflexion et d'information au milieu. En revanche, le temps d'échange, sous forme de débriefing est décalé à la fin de chaque session pour permettre aux participants de s'exprimer davantage sur l'exercice, mais aussi de donner leur opinion sur les scénarios évalués. L'application de cette méthode délibérative permet par conséquent de : (i) confirmer les attributs les plus importants du point de vue des pêcheurs pour l'élaboration des scénarios de régulation de la pêche ; (ii) comprendre pourquoi ils valorisent tel ou tel scénario de régulation. L'exploitation des discours des pêcheurs lors de ces debriefings présente par ailleurs une deuxième source de données qui permet d'appréhender les positions des pêcheurs vis-à-vis des instruments de régulation, mais aussi entrevoir les mesures de régulation alternatives.

CHAPITRE 1 : LES PREFERENCES EN MATIERE DE REGULATION DES PECHES RECREATIVES : UN ETAT DE L'ART

INTRODUCTION

L'approche par les consentements-à-payer des préférences des pêcheurs récréatifs et de loisirs pour l'amélioration des conditions de leurs pratiques peuvent emprunter deux grandes catégories de méthodes : les méthodes des préférences révélées par le biais des coûts de déplacement ou du voyage et les méthodes des préférences déclarées (la méthode d'évaluation contingente, la méthode des expériences de choix). La méthode des coûts de déplacement a été initialement mise au point pour évaluer spécifiquement les loisirs de plein air et les activités récréatives pratiquées dans les sites naturels. Son utilisation a été par la suite très prépondérante, pour le cas de la pêche récréative (Pokki et al., 2020 ; Terashima et al., 2020, pour des exemples récents). L'objectif de la méthode est d'établir la demande récréative à partir de la fréquentation d'un site ou d'un ensemble de sites d'accès libre au travers les dépenses de transport que les pêcheurs engagent pour s'y rendre. Généralement, ces dépenses peuvent être estimées par trois façons (Bateman 1993 ; Bennett 1996). La première ne prend en compte que les coûts du carburant, la deuxième le coût total du véhicule (entretien, assurance et carburant) et la troisième les coûts perçus tels que déclarés par les répondants. Certaines études intègrent également le coût d'opportunité du temps passé sur le site (Ezzy et al. 2012). La fréquentation d'un site est une fonction décroissante des coûts, mais une fonction croissante de la qualité de l'expérience du fait des conditions de pêche (qualité de l'eau, présence de poissons cibles, etc..) que les sites proposent. L'application de la méthode des coûts de déplacement permet de disposer d'une mesure des bénéfices récréatifs d'une sortie de pêche ciblant une espèce donnée. En revanche, elle ne fournit pas une évaluation du CAP individuel pour la protection des espèces cibles ou leurs habitats, afin de permettre le maintien des pratiques de la pêche dans le futur (Shrestha et Loomis, 2001).

La méthode des préférences déclarées permet de pallier cette limite associée à la méthode des coûts des déplacements. La méthode développe une investigation directe du CAP des individus à partir d'un protocole d'enquête qui s'appuie entièrement sur des scénarios hypothétiques censés décrire l'évolution des états des sites de pêche fréquentés, étant donné les actions de gestion à mettre en place. D'une manière générale, la conduite de ces actions n'est pas sans coûts. Les coûts peuvent être implicites : les actions de conservation induisent

des contraintes pour la pratique de la pêche, et pour échapper à ces contraintes les pêcheurs peuvent choisir des sites substituts, plus éloignés. Les coûts peuvent être également plus explicitent, car on demande aux enquêtés de contribuer au financement des actions de gestion au prorata des bénéfices qu'ils en attendent. Les méthodes des préférences déclarées sont censées mesurer les valeurs d'usage des sites de pêche et leurs attributs, mais aussi leurs valeurs de préservation (Johnston et al. 2017).

La méthode des préférences déclarées a été développée pour étudier les impacts des différentes options alternatives de gestion de l'environnement sur le bien-être social (Birol et Kondouri, 2008). Elle peut emprunter deux approches : la méthode d'évaluation contingente, et la méthode des expériences de choix. L'application de cette dernière dans le domaine de l'environnement s'est développée au début des années 2000 (Adamowicz et al., 1998 ; Louvière et al., 2000). Elle s'appuie sur un protocole d'enquête permettant de révéler les bénéfices que les pêcheurs perçoivent de la préservation de leurs sites de pêche. Il leur est demandé de formuler ces bénéfices directement, via leur CAP pour soutenir les actions de gestion dont l'impact sur l'état de l'environnement naturel (qui se traduisent dans les conditions de la pêche) est décrit sous forme de scénarios. La préférence pour chaque scénario est fonction des niveaux des attributs servant à construire les scénarios. On cherche alors à disposer d'une indication monétaire de la valeur accordée à un attribut (quand on passe d'un niveau à un autre, on parle du consentement-à-payer marginal, CAPM), étant donné l'importance que chaque individu accorde à chacun des attributs. On peut aussi disposer de la variation de bien-être (VBE) qui décrit la valeur associée à un scénario (avec des conditions de pêche) en comparaison d'un autre scénario. L'application de la méthode des expériences de choix dans le domaine de la pêche récréative, a été inaugurée par les travaux de Aas et al., (2000). Le principal objectif est d'analyser les effets d'un certain nombre de variables caractérisant les sites de pêche, sur la satisfaction individuelle des pêcheurs. Parmi les variables proposées, figurent presque de manière systématique, les mesures de régulation des prélèvements (Hunt, 2005).

Par ailleurs, le recours à la méta-analyse est devenu une pratique courante dans la littérature sur l'évaluation économique non-marchande (Nobel et al., 2020, une méta-analyse récente sur le déclin de la biodiversité). Les préoccupations de recherche concernent d'abord l'analyse des variations des montants des CAP pour le développement de la méthode des transferts de bénéfices comme méthode d'évaluation économique des actions de gestion de la pêche (à l'exemple de Mazzotta et al., 2015 ; Hunt et al., 2019). Cette méthode de transfert de bénéfice consiste à utiliser les résultats des travaux existants sur un sujet donné, pour prédire le bien-

être, le CAP ou d'autres informations sur d'autres sites similaires (non-étudiés auparavant) (Johnston et Wainger, 2015).

La première étude qui a eu recours à la méta-analyse pour éclairer les politiques de gestion de la pêche récréative en compilant les évaluations par les méthodes des coûts de déplacement et la méthode des préférences déclarées a été menée par Johnston et al. (2006). Les travaux plus récents de Mazzotta et al. 2015 ou encore de Hunt et al., 2019 exploitent et prolongent la base de données constituées par ces auteurs. Johnston et al. (2006) cherchent à mettre en évidence la valeur accordée par les pêcheurs à l'amélioration de la qualité de leur site de pratique, dont l'indicateur est la capture d'un poisson supplémentaire lors d'une visite. Cette valeur est affectée à la fois par la ressource, mais aussi par les caractéristiques individuelles des pêcheurs. Ils développent une méta-analyse des facteurs explicatifs des CAPM pour un poisson. Ils compilent pour cela 48 études originales, qui mobilisent à la fois les résultats des méthodes indirectes (des coûts de déplacement, ou des choix multi-sites) et des méthodes des préférences déclarées. Ils disposent en définitive de 391 observations.

A la différence des travaux cités précédemment, cette méta-analyse s'appuie principalement sur les études mobilisant la méthode des préférences déclarées, et plus spécifiquement celles qui ont eu recours à la méthode des expériences de choix (Rolfe et Brouwer, 2012). Il s'agit d'abord d'identifier parmi les différents instruments existants, celui qui emporte la préférence des pêcheurs, à partir de l'analyse des évaluations de CAPM. Il semble par ailleurs important de savoir comment la combinaison de ces instruments influence la satisfaction des pêcheurs. Pour cela, c'est la VBE qui constitue la variable pertinente à étudier. Nous avons collecté 31 études originales qui mobilisent la méthode des expériences de choix pour étudier la régulation de la pêche récréative, entre 2000 et 2016. En revanche, 19 d'entre elles seulement intègrent à la fois les instruments de régulation et un attribut monétaire, permettant de disposer d'évaluation économique, soit en termes de CAPM (16 études), soit en termes de VBE (8 études).

La suite de ce chapitre est organisée de la façon suivante. La première section présente les travaux fondateurs d'une approche par méta-analyse. Ensuite, la méthodologie de récolte de données et les conditions de mise en œuvre de la méta-analyse sont exposées dans la deuxième section. La troisième section traite es principaux résultats et discute leur pertinence pour des portées plus générales. En fin, une discussion/conclusion sur les implications théoriques, et méthodologiques de ce travail, tout en soulignant les limites et les voies de recherche futures.

1. APPROCHE DE LA META-ANALYSE

1.1. L'application de la méta-analyse dans le domaine de l'évaluation économique de l'environnement

La notion de « méta-analyse » a été introduite par Glass (1977)[5]. C'est une technique de recherche comparative permettant de synthétiser de manière complète et rigoureuse les résultats de différents travaux empiriques sur un même sujet. Par l'inclusion de nombreuses études différentes, la méta-analyse permet également d'augmenter la puissance statistique des résultats, d'une part et d'expliquer la variabilité des résultats entre ces différents travaux, d'autre part. Il est à noter par ailleurs que la méta-analyse est plus qu'une boite à outils statistiques (Johnston et al., 2015). Elle inclut également un ensemble de procédures systématiques à suivre pour la collecte de données, l'évaluation de la qualité du codage, l'analyse et les résultats (Cooper, 2010 ; Stanley, 2001) avec un guide généralement admis dans la littérature (Nelson et Kennedy, 2009 ; Rosenberger et Loomis, 2001 ; Stanley et al., 2013 pour des exemples). Cependant, de nombreuses méta-analyses existantes restent moins fiables, soit dans l'application de la méthode statistique, soit dans la formulation des questions de recherche ou encore dans la cohérence des conclusions avancées (pour une discussion complète sur ces défiances voir notamment Nelson et Kennedy, 2009 ; Smith et Pattanayak, 2002).

La méta-analyse est une technique de recherche de plus en plus mobilisée aussi dans le domaine de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, depuis l'application pionnière de Van den Bergh et al., (1997). Elle a été largement adoptée notamment pour synthétiser les résultats issus des évaluations économiques non-marchandes dans diverse thématiques (Nijkamp et al., 2008 sur la valeur de la biodiversité ; De Salvo et Signorello, 2015 sur le service écosystémique récréatif ; Brander et al., 2005 sur les zones humides ; Hjerpe et al., 2015 sur la conservation de l'écosystème …).

[5] Cependant, ses origines remontrent notamment aux travaux pionniers de Pearson (1904). Il est considéré comme le premier « à avoir intégré statistiquement les données issues de différentes études » (Shelby et Vaske, 2008).

1.2. Recommandations pour la mise en place d'une méta-analyse

Le recours à la mise en place d'une méta-analyse peut avoir plusieurs objectif (Nelson et Kennedy, 2009). Néanmoins, peu importe son objectif, sa mise en œuvre doit répondre à plusieurs exigences, pour aboutir à des estimations robustes et fiables. Il a été rapporté qu'il est facile de faire une méta-analyse, mais qu'il est difficile d'en faire une « bonne ». Cette partie consiste donc à synthétiser les recommandations de la littérature (Bergstrom et Taylor, 2006, Nelson et Kennedy, 2009, Stanley et al., 2013) sur les bonnes pratiques à adopter pour la mise en place d'une méta-analyse, notamment sur les questions liées à l'économie de l'environnement et des ressources naturelles.

Après avoir énoncé de manière claire le problème étudié ou les hypothèses de recherche à tester, la première étape d'une méta-analyse consiste à exposer le protocole de recherche pour la collecte des études primaires. Sur ce point, il est important d'élargir la recherche à toutes les productions scientifiques publiées ou non, sur la thématique étudiée. En outre, les critères de sélection des études pertinentes doivent être précises. La taille de l'échantillon final, en termes d'études et d'observations, doit être indiqué sans ambiguïté. La deuxième étape consiste à justifier le choix de la variable dépendante et les variables indépendantes. Le codage des différentes variables doit être présenté de manière explicite. Dans le même sens, vérifier la cohérence du problème étudié entre les études primaires avec des ajustements[6] si c'est nécessaire. Présenter une liste des études incluses dans la méta-analyse, et indiquer le nombre d'observations obtenues de chacune des études primaires. En fin, il faut choisir un modèle de méta-régression qui convient aux données et aux objectifs de l'étude, comme les moindres carrés pondérés par exemple. En effet, la méthode des moindres carrés ordinaires, utilisée traditionnellement, peut poser quelques problèmes (Nelson et Kennedy, 2009).

Premièrement, des problèmes liés à l'hétéroscédasticité peuvent être générés entre les différentes études incluses dans la méta-analyse. Une approche standard pour aborder ce problème est de pondérer les observations, de préférence en mettant davantage l'accent sur les observations avec une variance plus faible (Nelson et Kennedy 2009). Toutefois, il convient de noter que la pondération entre les études primaires est souvent incohérente à cause des variations entre et au sein de ces études (Nelson et Kennedy, 2009). Deuxièmement, la corrélation au sein et entre les études primaires peut se produire car les ensembles

[6] Supprimer si c'est nécessaire toute observation des études primaires de l'échantillon. Cette action doit être en revanche justifiée (Nelson and Kennedy, 2009).

d’observations sont générées à partir d'une même étude ou tout simplement le même ensemble de données a été utilisé pour plusieurs modèles par le même auteur. L'application de corrections par la méthode de données de panel à effets fixes ou aléatoires, ou la combinaison des deux, serait ici une solution (Nelson et Kennedy, 2009), pour obtenir des effets moyens non biaisés.

2. MISE EN PLACE D’UNE META-ANALYSE

2.1. Les études sélectionnées

La méta-analyse est mobilisée pour disposer d’une vision synthétique des résultats de différents travaux empiriques qui peuvent faire l’objet de controverses ou quand le débat n’est pas encore tranché. Ainsi, elle a été largement appliquée pour synthétiser les résultats issus des évaluations économiques non-marchandes. Les spécifications utilisées lors de l’évaluation basée sur les méthodes des préférences déclarées ont pu affecter les résultats des CAP. La méta-analyse permet donc de mettre en évidence les facteurs explicatifs des niveaux du CAP, en contrôlant les influences des conditions de l’enquête.

Pour disposer de résultats robustes avec une méta-analyse, il est indispensable de chercher à réunir toutes les études réalisées sur la question scientifique qu’on essaie de traiter, pour disposer d’une base de données qui résume la connaissance empirique accumulée sur le domaine d’investigation pour une période donnée. Il importe par la suite d’évaluer la qualité des études menées, et de les codifier pour construire la base de données pour la méta-analyse.

Nous avons utilisé pour notre recherche d’études empiriques, les quatre moteurs de recherche académique qui recensent les travaux en économie qu’ils soient publiés ou non : Google Scholar, Scopus, Web Of Science, ScienceDirect. Les mots clés que nous avons entrecroisé pendant cette recherche sont les suivants : *Willingness-to-pay, choice experiment, recreational fishing, angling, angler, fishing regulation, bag limits, size limits, catch-and-release.*

Le tableau 2 rapporte les principales études d'évaluation incluses dans la méta-analyse et donne des détails sur les auteurs, le support de publication et le nombre d'observations par étude.

Auteurs (année)	Type de la publication	Nombre d'observation	
		CAPM	VBE
Anderson et Lee (2013)	Land Economics	69	
Anderson et al., (2013)	Marine Resource Economics		4
Beardmore et al., (2011)	Fisheries Research	7	
Beardmore et al., (2013)	Leisure Sciences	2	
Beville et Kerr (2009)	Australian Agricultural and Resource Economics Society conference	4	
Carter et Liese (2012)	North American Journal of Fisheries Management	7	
Dorow et al., (2010)	Fisheries Management and Ecology	5	15
Gentner (2004)	Présentation « International Institute of Fisheries Economics & Trade »	11	
Hutt et al., (2013)	North American Journal of Fisheries Management	16	15
Laitila et Paulrud (2008)	Tourism Economics	6	
Lawrence (2005)	Fisheries Management and Ecology		8
Lew et Seung (2010)	North American Journal of Fisheries Management	7	
Lew et Larson (2012)	North American Journal of Fisheries Management	14	
Lew et Larson (2014)	Fisheries Research	90	
Lew et Larson (2015)	Marine Policy	2	24
Oh et al., (2005)	Environmental Management	4	12
Oh et Ditton (2006)	Leisure Sciences	8	7
Paulrud et Laitila (2004)	Journal of environmental Planning & Management		4
Paulrud et Laitila (2013)	Applied Economics	8	

Tableau 2 : Liste des études primaire par auteurs, type de publications et nombre d'observations

Au total, nous avons identifié 31 études ayant eu recours à la méthode des expériences de choix pour étudier l'impact des évolutions de la régulation de la pêche récréative, sur le bien-être des pêcheurs, et recouvrant la période 2000-2016. Les valeurs que nous utilisons ont déjà bénéficié des commentaires, des suggestions et des révisions imposées par les processus de relecture des revues car la quasi-totalité de ces études sont tirées de travaux déjà publiés dans des revues scientifiques. Seules deux d'entre elles, sont issues de communication à des conférences. Cependant, nous avons considéré que seules 19 d'entre elles contenaient des instruments de régulation et les aspects monétaires nécessaires pour obtenir une évaluation économique utile[7]. Ces études ont été basées sur des enquêtes réalisées entre 2002 et 2012 et publiées respectivement entre 2004 et 2015. Certaines études ont été réalisées par les mêmes auteurs à partir d'une même vague d'enquête, mais pas avec les mêmes protocoles. Il n'y a donc pas de « doublons » : au sens où il y aurait un biais de représentation de certains auteurs.

2.2. La taille d'effet ou variable dépendante

Le "bénéfice net" procuré d'une sortie de pêche récréative dans un site spécifique peut être exprimé en valeur monétaire basée sur le CAP des pêcheurs récréatifs pour une sortie de pêche. La majorité des travaux sur la valeur économique de la pêche récréative vise à déterminer le CAP des pêcheurs pour différentes espèces cibles et quantités de poissons capturés par sortie (voir Johnston et al., 2006, pour une méta-analyse). Dans ce travail, le CAP des pêcheurs pour une sortie de pêche vers un site, avec des mesures de régulation sur les captures, traduit notre première variable dépendante. Cette première variable nous permet d'étudier dans quelle mesure le bénéfice d'une sortie de pêche peut être affecté par la nature de mesures utilisées (limitations de captures par rapport aux limitations de tailles), en contrôlant les caractéristiques des autres études. En d'autres termes, l'indicateur de CAPM sert à investiguer les préférences des pêcheurs vis-à-vis des mesures de régulation à mettre en place pour encadrer des sites de pêche en accès libre. Ces mesures peuvent être considérées comme des nouvelles mesures ou comme une amélioration des mesures déjà existantes. Des estimations de la valeur du CAP ont été disponibles pour 11 études parmi les 19. En utilisant la même méthode adoptée par Johnston

[7] Nous ne retenons pas pour la méta-analyse les études qui ont appliqué la distance parcourue comme proxy des coûts directs liés à la visite d'un site de pêche (voir par exemple, Knoche et Lupi, 2016).

et al. (2006), nous avons pu ajouter cinq autres études. Dans ces cas, les valeurs du CAP ont été calculées en utilisant les coefficients de régression fournis dans les études primaires[8].

Nous avons exclu les valeurs négatives du CAP afin d'éviter toute mauvaise interprétation lorsque le contexte local ne pouvait pas être pris en compte de manière adéquate (Grilli et Curtis, 2019). Enfin, nous avons pu créer une base de données des valeurs de ce CAPM pour une sortie, à partir de 16 études, ce qui nous a permis d'obtenir un premier jeu de données, composé de 260 observations. Cette base de données est constituée des études ayant été réalisées sur une période de 10 ans entre 2002 et 2012, et dans plusieurs pays. Les valeurs estimées du CAP ont été converties en dollar international de 2017. Le facteur de conversion de la parité du pouvoir d'achat a été obtenu pour chaque monnaie nationale à partir des données de la Banque mondiale.

La façon dont les études primaires ont rapporté leurs résultats nous a permis d'établir une deuxième variable dépendante pour la méta-analyse. La prise en compte de tous les bénéfices économiques des différents types d'expériences de pêche dans le cadre de scénarios alternatifs de régulation a également été identifiée comme pertinente. Cela dans le but de tester la manière dont les différents niveaux de mesures de régulation des captures affectent le bien-être des pêcheurs, par rapport à un « scénario sans sortie de pêche ». Nous avons donc construit une deuxième base de données à partir des estimations de VBE. L'indicateur de la VBE sert notamment d'étudier les préférences des pêcheurs pour le renforcement de l'encadrement des sites de pêche déjà régulés et quels types de mesures à combiner (et leurs niveaux) pour satisfaire le bien-être des pêcheurs. Ces estimations sont fournies par huit études parmi les 19 études. Deux études ont été exclues parce que l'ensemble des choix ne comprenait pas l'option « ni l'un ni l'autre » et que les estimations de bien-être fournies ne pouvaient pas être converties en une variable dépendante cohérente avec d'autres études. Sur ces huit études, nous avons pu obtenir un total de 89 observations individuelles.

2.3. Les variables indépendantes

Un certain nombre de variables indépendantes permettant d'identifier les variations dans :

- La conception et la méthodologie entre les expériences de choix des différentes études,
- Les niveaux et les attributs des scénarios utilisés,

[8] Par exemple, le consentement-à-payer d'un pêcheur pour la limitation de captures peut être calculé comme le rapport entre le coefficient significatif et positif des variables de la limitation de captures dans la fonction d'utilité estimée, et le coefficient significatif et négatif du coût du voyage (le coefficient de l'attribut monétaire).

- Le contexte de pêche et les caractéristiques des répondants aux enquêtes menées.

Ces différentes variables ont été collectées à partir des études primaires et sont examinées ci-dessous, tout en étant résumées dans le tableau 3.

2.3.1. Différences méthodologiques et de design

La majorité des études ont construit leurs expériences de choix avec trois alternatives, dont l'une est la situation de statu quo. Cette dernière alternative signifie que si un pêcheur estime qu'aucun des scénarios proposés ne lui convient pas, il peut choisir de pratiquer une activité de loisir alternative, une option "pas de sortie" ou simplement pêcher dans un autre site. Pour deux études, les expériences de choix ont porté sur deux alternatives de choix, et une option de non-participation (ni l'un ni l'autre). Plus de sept attributs ont été utilisés dans 95% des expériences et cinq dans le reste des études. De nombreuses expériences ont fait appel à un plan factoriel en bloc afin de limiter la charge cognitive imposée aux répondants. Entre trois et huit choix par expérience ont été appliqués dans 45% des études. Pour le reste des études, cette information n'était pas disponible. Treize études parmi les 19 disposent d'un protocole pour une espèce spécifique cible. Les autres comprennent plusieurs espèces, jusqu'à six espèces.

Par ailleurs, la taille de l'échantillon des études primaires est comprise entre 196 et 9606 répondants. Il est à noter qu'une des spécificités des enquêtes sur les pêcheurs est l'impossibilité de conduire une enquête sur site. La totalité des travaux a donc administré le questionnaire, soit par courrier, soit par téléphone. Certaines études ont suivi la méthode adoptée par Dillman (2000), d'autres non. L'approche de Dillman, connue sous le nom de "Total Design Method", vise à améliorer le taux de réponse aux enquêtes réalisées par téléphone ou par courrier. L'application de la méthode de Dillman est considérée ici comme un indicateur de la qualité de l'étude (Brouwer et Spaninks, 1999). Des modèles Logit conditionnels ont été utilisés pour 70% des études, des modèles Logit multinomiaux mixtes ont été utilisés pour 20% d'études, une étude a utilisé le modèle de classe latente et une autre le Logit binaire.

2.3.2. Attributs des scénarios et leurs niveaux

Dans la majorité des cas, les limitations de captures sont testées en même temps que les limitations de tailles minimales, avec ou sans d'autres types d'instruments de régulation (*catch-and-release*, fermetures temporaires). D'autres attributs ont été inclus dans les mêmes scénarios, tels que la qualité attendue des prises (en matière de captures, taille moyenne des prises). Bien

que les 19 études aient analysé les préférences des pêcheurs pour ces deux limitations (de tailles et de captures), elles ont cependant montré un large éventail de niveaux pour ces variables en tant qu'attributs de scénarios de choix. Elles ont testé également des niveaux très différents de contraintes imposées aux captures des pêcheurs, en fonction des espèces cibles. La plupart des études ont présenté ces informations en termes absolus (nombre de captures autorisées ou taille minimale par espèce de poisson), mais trois études ont présenté ces informations comme une variation qualitative.

Par ailleurs, il existe une certaine différence entre les études dans la manière que l'évolution des mesures de régulation a été représentée. Dans 53% des études, les instruments de régulation de la pêche ont été introduits comme de nouvelles mesures de gestion des sites en accès libre. L'objectif de ces études était d'analyser l'acceptabilité de différents types et niveaux des deux limitations (de tailles et de captures). Pour le reste des études, les expériences ont proposé différents niveaux des limitations de captures ou de tailles qui peuvent être inférieurs ou supérieurs aux niveaux actuels. L'objectif de ces études était de pouvoir aboutir à des changements des mesures actuelles qui permettraient d'atteindre une gestion efficace, sans pour autant perdre l'adhésion des pêcheurs. On s'attend à ce que les répondants tiennent compte de ces informations lorsqu'ils opèrent leurs choix.

L'attribut monétaire, utilisé pour déduire le CAPM et la VBE des pêcheurs, fait référence aux coûts de déplacement vers les sites de pêche. Ces coûts se traduisent par les dépenses engagées pendant une journée de pêche (y compris les frais de déplacement et de nourriture dans certains cas) notamment pour les pêcheurs résidents (locaux). Pour les pêcheurs non-résidents, ces coûts se traduisent notamment par les dépenses engagées pour la visite d'un site particulier, qui peut inclure des frais d'hébergement. En outre, pour trois études, l'attribut monétaire a été défini comme un pourcentage supplémentaire du coût actuel payé par les répondants. Pour les autres études, l'attribut monétaire a été exprimé en valeur monétaire.

2.3.3. Contexte de la pêche et caractéristiques de la population

On constate une importance relative des travaux menés aux Etats-Unis (11) par rapport à ceux menés en Europe (sept au total dont trois en Suède, trois en Allemagne et une en Grande Bretagne), une étude menée en Nouvelle-Zélande. Il faut cependant souligner qu'il y a autant de diversité au sein des USA (entre l'Alaska et les autres territoires américains notamment), qu'entre les USA et les autres pays, que ce soit sur le plan écologique (qualité des milieux et

des ressources), en termes de pratiques des pêcheurs (techniques de pêche), ou encore le cadre institutionnel d'élaboration des réglementations.

Par ailleurs, onze études ont été conduites dans des eaux salées (au large ou sur les zones côtières). Cela montre que la régulation de la pêche récréative en mer reste relativement plus étudiée que celle de la pêche en eaux douces. Or, la pratique de la pêche de loisir est beaucoup plus populaire en eau douce. Les poissons migrateurs (la truite et l'anguille) ont été les poissons cibles des études en eaux douces. Le saumon quant à lui a été à la fois étudié en eaux douces et en eaux salées. Les pêcheurs interrogés étaient à la fois des pêcheurs sportifs et ceux qui pêchent simplement "pour le plaisir" ou "pour la consommation". Ils peuvent être résidents ou non-résidents de la région de localisation des sites de pêche d'enquête. La moitié des études a ciblé des pêcheurs résidents ou non-résidents, tandis que pour les autres, l'origine géographique des pêcheurs interrogés n'a pas été distinguée.

Auteurs (année)	Pays/région	Site	Espèce cible	Instrument de régulation	Année de l'enquête	Echantillon Taux de réponse en ()	Scénario de régulation
Anderson et Lee (2013)	USA/Nord-Ouest	Eaux salées	Saumons (royale et rose à bosse)	Limitation des captures, Fermetures temporaires	2007	4752 (48%)	Nouvel instrument de gestion
Anderson et al. (2013)	USA/ Puget Sound	Eaux salées	Sébastes	Limitation des captures, Limitation de tailles	2007	9606 (49,5%)	Nouvel instrument de gestion
Beardmore et al. (2011)	Allemagne	Eaux douces	Anguille d'Europe	Limitation des captures, Limitation de cannes, Fermeture temporaire	2007	193 (53%)	Renforcer les instruments existants
Beardmore et al. (2013)	Allemagne	Eaux douces	Anguille d'Europe	Limitation des captures, Limitation de cannes Fermeture temporaire	2008	398 (65%)	Renforcer les instruments existants
Beville et Kerr (2009)	Nouvelle Zélande	Eaux douces	Truite	Fermeture temporaire, Limitation des captures, Limitation de tailles	2008	816 (12.7%)	Nouvel instrument de gestion
Carter et Liese (2012)	USA/Sud-Est	Eaux salées	Epinephelus, Mycteroperca, Lutjanidés,	Limitation des captures, Limitation de tailles *Catch-and-release*	2003/2004	5677 (66,6%)	Nouvel instrument de gestion
Dorow et al. (2010)	Allemagne	Eaux douces	Anguille d'Europe	Fermeture temporaire, Limitation des captures, Limitation de tailles	2007	214 (56%)	Renforcer les instruments existants
Gentner (2004)	USA/Sud-Est	Eaux salées	Maquereau roi, Coryphène, Epinephelus et Vivaneau campêche	Limitation des captures, Limitation de tailles	2004	1436 (48%)	Renforcer les instruments existants
Hutt et al. (2013)	USA/Texas	Eaux douces	Poisson-chat	Limitation des captures, Limitation de tailles	2009	462 (42%)	Renforcer les instruments existants

Laitila et Paulrud (2008)	Suède	Eaux douces	Saumon	Limitation des captures, Limitation de tailles	2004	200 (60%)	Renforcer les instruments existants
Lawrence (2005)	Angleterre	Eaux salées	Bar, Morue, Maquereau, Raie, Congre et Colin.	Limitation des captures, Limitation de tailles	2004	358 (100%)	Nouvel instrument de gestion
Lew et Seung (2010)	USA/Alaska	Eaux salées	Flétan et Saumon	Limitation des captures, Limitation de tailles	2006	1097 (61%)	Renforcer les instruments existants
Lew et Larson (2012)	USA/Alaska	Eaux salées	Flétan du Pacifique, king saumons (royal et argenté)	Limitation des captures, Limitation de tailles	2007	1991 (57%)	Nouvel instrument de gestion
Lew et Larson (2014)	USA/Alaska	Eaux salées	Flétan du Pacifique, king saumons (royal et argenté)	Limitation des captures, *Catch-and-release*	2007	2066 (57%)	Nouvel instrument de gestion
Lew et Larson (2015)	Alaska	Eaux salées	Flétan du Pacifique, king saumons (royal et argenté)	Limitation des captures, Limitation de tailles	2012	825 (53,7%)	Nouvel instrument de gestion
Oh et al. (2005)	USA/Texas	Eaux salées	Tambour rouge	Limitation des captures, Limitation de tailles	2003	771 (59,8%)	Renforcer les instruments existants
Oh et Ditton (2006)	USA/ Texas	Eaux salées	Tambour rouge	Limitation des captures, Limitation de tailles	2003	522 (66%)	Nouvel instrument de gestion
Paulrud et Laitila (2004)	Suède/Nord	Eaux douces	Ombre et Truite commune	Limitation des captures, Limitation de tailles *Catch-and-release*	2002	569 (76%)	Nouvel instrument de gestion
Paulrud et Laitila (2013)	Suède/Nord	Eaux douces	Truite et Saumon	Limitation des captures, Limitation de tailles	2008	633 (pas fourni)	Renforcer les instruments existants

Tableau 3 : Caractéristiques et contenu des études primaires

2.3.4. La forme fonctionnelle de la méta-régression

La plupart des méta-analyses d'évaluations économiques non-marchandes se procèdent sous la forme d'une régression permettant d'estimer les relations existantes entre la valeur de la variable à expliquer et celles de ses déterminants potentiels, en recherchant à isoler les composantes qui diffèrent significativement de la tendance générale (le résidu de la régression). Dans notre cas, le traitement économétrique consiste alors à régresser les estimations des mesures des bénéfices des pêcheurs, en termes de CAPM (Rolfe et Brouwer, 2012), ou de VBE (Brander et al., 2013), sur trois groupes de variables indépendantes.

Le principe de la méta-régression consiste en effet à chercher l'effet moyen de la variable d'intérêt sur la variable dépendante, en combinant les résultats obtenus de chaque étude. Toutefois, la contribution de chaque étude à l'effet moyen n'est pas égale, mais varie plutôt selon un poids qui est fonction de l'intervalle de confiance et de la taille de l'échantillon. Ainsi, les études présentant de plus petits intervalles de confiance (variation intra-échantillon plus petite), donc une précision plus grande, ont un poids plus important dans l'effet moyen. De la même façon, les études ayant de plus grands échantillons, donc une précision plus grande, ont une contribution plus importante dans l'effet moyen. Cela renvoie à un problème d'hétéroscédasticité, car les variances des estimateurs ne sont pas constantes, d'un échantillon à l'autre.

Les modèles de méta-régression doivent cependant prendre en compte deux types de phénomènes : l'hétérogénéité des données, et l'hétéroscédasticité et l'autocorrélation des observations (Nelson et Kennedy 2009). L'hétérogénéité des données se produit lorsque les études primaires présentent des caractéristiques différentes en termes de populations mères, de taille d'échantillon, ou encore du design. Les approches standards pour traiter l'hétérogénéité consiste à introduire comme régresseurs ces différentes caractéristiques (Nelson et Kennedy 2009).

Pour ce chapitre, nous avons opté pour une fonction de régression de type semi-logarithmique (ne retenant que les valeurs positives des CAPM, ou des VBE), en contrôlant l'hétéroscédasticité (variation intra-étude), et pour l'autocorrélation des observations appartenant à la même étude i, avec des effets aléatoires. Cette forme est déjà utilisée dans des méta-analyses menées auparavant pour déterminer les valeurs estimées pour les poissons cibles

dans le cadre de la pêche récréative (i.e. Johnston et al., 2006 ; Hynes et al., 2018). Cette fonction de régression se présente de la manière suivante :

$$LogY_{in} = \alpha + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \beta_3 X_{in3} + \varepsilon_{in}, \text{ avec } \varepsilon_i \sim N(0, {\sigma^2}_i) \qquad \textbf{(I.1)}$$

Le terme $LogY_{in}$ représente le logarithme de la valeur de CAPM ou de VBE de l'observation n appartenant à la même étude i; α représente ici la constante de régression, elle s'interprète comme la vraie valeur du CAPM ou VBE associée à une sortie de pêche. Les X_{i1} sont les variables décrivant les caractéristiques des pêcheurs et le contexte de la pêche, X_{i2} sont les variables décrivant le design de l'étude ; X_{in3} décrit les attributs des scénarios testés et plus particulièrement les mesures de régulation. β_1, β_2 et β_3 sont les paramètres à estimer, décrivant les effets moyens des différentes variables d'intérêt. ε_{in} est le résidu de la régression.

Cependant, les deux bases de données utilisées ici ont une structure déséquilibrée en termes de données car chaque étude fournit plusieurs valeurs estimées. Cela peut être problématique car les estimations de la variance de ε_{in} au sein d'une même étude ne peuvent être considérées comme indépendantes les unes des autres. Les deux principales méthodes utilisées pour traiter ces questions dans la méta-analyse sont la régression des moindres carrés pondérés (WLS) et les modèles à effets mixtes (Stanley et Doucouliagos, 2016).

Dans un modèle de méta-régression à effets fixes, on suppose que toute la variance des résidus est due à l'erreur d'échantillonnage et peut donc être prise en compte à l'aide des estimations de variance rapportées dans chaque étude primaire. Cependant, s'il existe d'autres sources de variance entre les estimations dues à des facteurs non observables, la variance réelle de chaque estimation peut être plus importante. La mobilisation d'un modèle à effets aléatoires, permet en revanche de tester ce type d'hétérogénéité entre les études primaires et de corriger les poids de variance inverse en conséquence. Bien entendu, le test et l'application d'une correction des effets aléatoires ne sont possibles que si l'on dispose au départ d'estimations de la variance de l'échantillon (Van Houtven, 2008). Les modèles à effets mixtes (WLS) permettent de combiner les deux approches. Ils sont souvent définis comme des modèles à effet aléatoires avec une correction des erreurs standards relatifs aux modèles à effets fixes (Stanley et Doucouliagos, 2016).

Par ailleurs, les modèles basés sur la méthodes des moindres carrés pondérés constituent une alternative aux modèles précédents concernant la robustesse des estimations en évaluant notamment la sensibilité des résultats par rapport aux variables intégrées. La méthode des

moindres carrés pondérés (WLS) est la plus simple et la plus utilisée dans les méta-régressions (voir par exemple Doucouliagos & Stanley, 2009 ; Efendic et al., 2011). Elle regroupe les estimations collectées par étude et calcule des erreurs standard robustes, puis utilise l'inverse de l'erreur standard (1/SE) comme poids analytique. Il existe actuellement un débat concernant la méthode à adopter pour disposer des meilleures estimations. Le travail de Stanley et Doucouliagos, (2016) montre que « le modèle à effets fixes est performant lorsqu'il n'y a pas d'hétérogénéité excessive entre les études et que le modèle à effets aléatoires peut être performant lorsqu'il y a une hétérogénéité excessive entre les études. Cependant, il montre qu'une approche par les moindres carrés pondérés (WLS), est aussi performantes, voire meilleure, pour estimer ces modèles. La robustesse cette dernière lui permettant souvent d'être supérieure à la méta-régression à effets aléatoires ou à effets mixtes dans les applications pratiques ».

Dans ce chapitre, nous appliquons ces deux approches (modèle mixte et modèle WLS) pour estimer les paramètres de l'équation (I.1). Nous estimons le modèle WLS robuste avec un poids égal à l'inverse de la variance de la variable dépendante (Subroy et al., 2019). Nous avons calculé les écarts types ainsi que la taille de l'échantillon des estimations du CAPM (Van Houtven, 2008) afin d'obtenir une approximation de leur erreur-type pour la pondération dans le modèle à effets mixtes.

3. RESULTATS DE LA META-ANALYSE

3.1. Quelques statistiques descriptives

Le nombre minimum d'observations par étude est de 2 et le maximum est de 90. Les valeurs estimées des CAPM se situent entre 0$ et 2572$ par voyage de pêche. La valeur moyenne était de 419$ par voyage, avec un écart-type qui est presque le double de la valeur du CAPM (765$) et une médiane de 58$. La grande différence entre la moyenne et la médiane indique qu'il y a une variation considérable de CAPM pour une sortie sur un site de pêche avec la régulation des captures.

Des tests de Mann-Whitney (M-W) ont été effectués pour des comparaisons bivariées. Les résultats de la version bilatérale suggèrent une valeur du CAPM encore plus élevée pour la régulation de la pêche pendant une sortie en bateau et pour une sortie ciblant plus d'une espèce, mais aucune différence statistiquement significative du CAPM pour les espèces migratrices et

non migratrices. Même si notre échantillon a été orienté notamment vers des études dans des sites non-européens (89%), les tests de M-W ont indiqué qu'il n'y avait pas de différence significative entre le CAPM pour un voyage vers des sites européens avec une régulation de la pêche, par rapport à un voyage vers des sites non-européens avec une régulation de la pêche. La valeur estimée pour la régulation des prélèvements dans les sites des eaux salées est différente de la valeur estimée pour la régulation des prélèvements dans les sites des eaux douces.

Par ailleurs, 31% des observations portent sur l'effet des limitations de tailles, 40% sur les limitations de captures, 24% sur le *catch-and-release*, et le reste sur d'autres types de mesures telles que la fermeture temporaire et limitations de cannes à pêche. Il y a eu une différence significative entre les valeurs de CAPM pour un voyage vers des sites régulés par des limitations de captures et les valeurs de CAPM pour des sites régulés par d'autres mesures de régulation de la pêche. Il y avait également une différence significative entre le CAPM obtenu avec des études dont les scénarios introduisent la régulation de la capture comme « nouvel outil de régulation » et les scénarios qui présentent « un renforcement » de la régulation actuelle. En outre, 80% des données proviennent d'enquêtes utilisant la méthode Dillman et les tests M-W confirment que les valeurs de CAPM obtenues à partir d'enquêtes appliquant cette méthode sont plus élevées. L'analyse bivariée a montré une forte différence entre les valeurs de CAPM exprimées par les pêcheurs résidents et non-résidents. En fin, 56% des observations proviennent de publications dans des revues halieutiques et ces observations semblent être différentes des observations publiées dans des revues économiques. Les résultats des tests M-W sont rapportés dans le tableau 4.

Variables	Nombre d'observations	CAPM (I$)	Ecart-types	Valeur de z M-W
CAPM (I$)	260	419	765	
Poisons migrateurs=1	182	417	753	-1,06
Voyage par bateau=1	192	562	845	-10,16***
Une espèce cible =1	52	183	457	5,41***
Site de pêche =1	214	506	818	-7,39***
Europe = 1	28	335	586	0,69
Limitation des captures = 1	103	726	934	-5,81***
Scénario d'un nouvel instrument de régulation = 1	189	528	839	-8,23***
Pêcheur résident = 1	192	99	112	7,35***
Méthode Dillman = 1	208	521	825	-9,76***
Revue halieutique =1	146	660	914	-5,92***

Tableau 4 : CAPM pour un voyage (vers un site avec régulation de capture) selon les caractéristiques et le contenu de différentes études.
Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

3.2. Méta-régression des consentements-à-payer marginaux

La méta-analyse ne consiste pas seulement à identifier et à sélectionner les études primaires mais aussi à choisir les bonnes variables pouvant expliquer et influer la variables dépendante (Matarazzo et Nijkamp, 1997). Le choix de ces variables explicatives permet également de réussir l'analyse économétrique d'une méta-analyse. Par ailleurs, la méta-régression nécessite généralement de coder sous forme de variables dichotomiques (ou binaires) les variables qui peuvent a priori influencer l'évaluation du CAPM. La description de toutes les variables incluses dans l'analyse économétrique et leur codage sont présentés dans le tableau 5.

Variables	Description et Codage
CAPM	Log naturel du consentement-à-payer marginal pour une visite/voyage de pêche effectuée. Variable dépendante.
Année de l'enquête	Année de l'enquête. Variable continue.
Voyage par bateaux	Variable binaire prend la valeur 1 si les sorties de pêche sont en bateau, 0 sinon.
Pêcheurs résidents	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude s'intéresse aux pêcheurs locaux, 0 sinon.
Limitation de tailles	Variable binaire prend la valeur 1 la limitation de tailles est appliquée dans le site proposé, 0 sinon.
Site de pêche	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude a été conduite dans les eaux salées, 0 sinon.
Cible des poissons migrateurs	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude a été réalisée sur des sites abritant des poissons migrateurs, 0 sinon.
Nouvel instrument de gestion	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude propose un scénario d'un nouvel instrument de gestion, 0 sinon.
Europe	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude a été conduite en Europe, 0 sinon.
Catch-and-Release	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de régulation *catch-and-release* est appliqué dans le site, 0 sinon.
Revue halieutique	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude a été publiée dans une revue halieutique, 0 sinon.
Une espèce cible	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude a été réalisée sur une seule espèces cible, 0 sinon.
Méthode Dillman	Variable binaire prend la valeur 1 si les enquêtes des études procèdent à la méthode de Dillman, 0 sinon.

Tableau 5 : Description et codage des variables incluses dans l'échantillon sur le CAPM.

Nous avons estimé deux modèles de méta-régression (avec des moindres carrés pondérés et avec un modèle à effet mixte). Les résultats des estimations du modèle de régression des moindres carrés pondérés sont présentés dans l'annexe 1. Les facteurs d'inflation de la variance (appelé en anglais *Variance Inflation Factor*, VIF) du modèle complet, qui intègre toutes les variables indépendantes (modèle 1 présenté aussi dans l'annexe 1), ont été estimés pour tester tout problème potentiel de multi-colinéarité. Ce paramètre est souvent utilisé pour investiguer la multi-colinéarité entre les variables indétonante dans le cadre d'une méta-régression (Akinwande et al., 2016). La moyenne des VIF était de 3,92, ce qui indique une multi-colinéarité modérée dans le modèle. Les résultats du test des VIF indiquent que pour la variable « voyage en bateau », la valeur de tolérance est inférieure à 0,1. Cette variable peut causer des problèmes de multi-colinéarité et nous l'avons exclu de l'estimation retenue (modèle 2 présenté dans l'annexe 1).

Nous avons estimé ce dernier modèle en utilisant une régression à effets mixtes. Les résultats de cette nouvelle méta-régression (modèle 3) sont présentés dans le tableau 6. Des permutations de Monte-Carlo (10 000 permutations) ont été utilisées pour éviter l'erreur de type 1 due à la petite taille de notre échantillon et obtenir une meilleure estimation de la significativité statistique des paramètres du modèle à effets mixtes (Higgins et Thompson, 2008).

Les résultats pour les p-valeurs « non-ajustées » et « ajustées » sont très proches de zéro et correspondent aux p-valeurs obtenues par la régression initiale, à l'exception des variables « année de l'étude » et « sites de pêche ». La valeur de $I^2{}_{res}$ de la régression à effets mixtes rapporte le taux de variation résiduelle correspondante à l'hétérogénéité entre les études, en comparaison à la variabilité d'échantillonnage au sein d'une même étude. Ici, presque toute la variation résiduelle (96 %) est due à l'hétérogénéité entre les études. Cela peut être dû à la taille réduite de notre échantillon. En débit de cette forte hétérogénéité dans les études, nous conservons les résultats du modèle à effets mixtes comme base pour l'analyse et l'interprétation de l'hétérogénéité des valeurs de CAPM.

Par ailleurs, la petite taille de notre base de données peut limiter le nombre de périodes pouvant être testé. Les résultats montrent que « l'année de l'étude » n'a pas d'impact sur le CAPM. En outre, le CAPM pour un voyage vers un site avec des mesures de régulation des captures s'est révélée insensible à l'emplacement des sites de pêche (côtier ou d'eau douce). Le coefficient de cette variable étant non-significatif. Les résultats de l'estimation de la régression à effets mixtes indiquent clairement que le CAPM pour la régulation de la capture des poissons migrateurs est

plus élevé. La valeur d'une sortie de pêche sur un site où des limitations de tailles ou de *catch-and-release* sont appliquées est inférieure à celle d'un site où des limitations de captures sont utilisées. Les valeurs exprimées par les résidents étaient plus faibles, ce qui reflète probablement la disponibilité relative d'activités de substitution pour eux.

	Modèle 3			Permutations de Monte-Carlo	
Variable dépendante = CAPM	Paramètres estimés	t test	p-valeur	p-valeur non-ajusté	p-valeur ajusté
Année de l'enquête	-0,05	-0,88	0,38	0,03	0,25
Cible des poissons migrateurs	0,50***	2,41	0,02	0,00	0,00
Sites de pêche	0,20	0,56	0,58	0,12	0,71
Europe	1,32***	4,01	-	0,00	0,00
Limitations de tailles	-0,59***	-3,05	0,00	0,00	0,00
Catch-and-release	-0,38*	-1,89	0,06	0,00	0,00
Une espèce cible	-0,77***	-2,67	0,01	0,00	0,00
Nouvel instrument de gestion	0,75***	2,35	0,02	0,00	0,00
Pêcheur résident	-1,78***	-8,73	-	0,00	0,00
Méthode Dillman	2,42***	9,75	-	0,00	0,00
Revue halieutique	1,22***	5,62	-	0,00	0,00
Constante	2,39***	5,06	-		
$\boldsymbol{\tau^2}$		1,16			
$\boldsymbol{I^2_{res}}$		0,96			
R^2-ajusté		0,75			
Nombre d'observations	260				
Nombre d'études	16				

Tableau 6 : Modèle de méta-régression à effets mixtes expliquant le CAPM pour un voyage vers un site avec une régulation de capture.
Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

En outre, les valeurs de CAPM pour la régulation des prélèvements dans des sites européens sont plus élevées que celles des autres sites. Ce résultat est légèrement différent de l'analyse bivariée, ce qui confirme par conséquent la nécessité d'une modélisation de la méta-régression. La manière dont les répondants ont été informés des changements hypothétiques joue égalent un rôle important dans la définition des valeurs exprimées. Les valeurs de CAPM issues des expériences de choix qui considèrent la régulation des captures comme un nouvel outil de gestion ont significativement été plus élevées que celles obtenues avec des scénarios proposant

une actualisation des mesures déjà mises en place. Ce résultat suggère que les répondants sont conscients de la dégradation des conditions de la pêche récréative en accès libre (comme le montre la nécessité de la régulation comme nouvel outil de gestion) et donc ils expriment des CAPM plus élevés. En fin, les CAPM estimés issus d'enquêtes appliquant la méthode Dillman ont tendance à être plus élevés, tout comme ceux provenant d'études publiées dans des revues halieutiques.

3.3. Méta-régression des variations de bien-être

La deuxième variable dépendante (taille d'effet) correspond aux estimations de la VBE pour les scénarios impliquant des combinaisons de différents niveaux de limitation des captures et de tailles et d'autres mesures de régulation. Cela dans le but d'évaluer les arbitrages qu'implique le changement dans les conditions de pêche. La description de toutes les variables incluses dans cette deuxième analyse économétrique et leur codage sont présentés dans le tableau 7.

Le principal objectif de la méta-régression présentée ici est d'expliquer les variations des estimations du bien-être par : l'importance de l'intervention politique elle-même, mais aussi l'ampleur du changement dans les instruments de régulation. Pour ce dernier objectif, les niveaux de limitations des captures et de tailles ont été divisés en trois catégories : niveau très contraignant, niveau modéré et niveau moins contraignant. L'effet des autres instruments de régulation tels que la fermeture temporaire ou les limitations des cannes à pêche sur le bien-être des pêcheurs a également été testé. En outre, comme pour le CAP, les caractéristiques méthodologiques des études et le contexte des sorties de pêche devraient jouer un rôle important dans l'explication des estimations du bien-être des pêcheurs. Toutefois, nous avons constaté une forte corrélation entre les variables d'échantillonnage (« pêcheurs résidents » et « méthode de Dillman ») et les instruments de régulation testés. Par conséquent, ces variables n'ont pas été retenues pour cette méta-régression.

Variables	Description et Codage
VBE	Log naturel de la valeur de variation de bien-être des pêcheurs par rapport à une situation de « non-voyage de pêche ». Variable dépendante.
Année de l'enquête	Année de l'enquête. Variable continue.
Voyage par bateau	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude propose des scénarios de voyage de pêche en bateau, 0 sinon.
Revue halieutique	Variable binaire prend la valeur 1 si l'étude primaire est publiée dans des revue halieutiques, 0 sinon.
Limitations de tailles très restrictives	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de limitation de tailles est appliqué à son niveau le plus strict, 0 sinon.
Limitations de tailles intermédiaires	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de limitation de tailles est appliqué à son niveau modéré, 0 sinon.
Limitations de tailles moins restrictives	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de limitation de tailles est appliqué à son niveau le moins strict, 0 sinon.
Limitations des captures très restrictives	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de limitation des captures est appliqué à son niveau le plus strict, 0 sinon.
Limitations des captures intermédiaires	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de limitation des captures est appliqué à son niveau modéré, 0 sinon.
Limitations des captures moins restrictives	Variable binaire prend la valeur 1 si l'instrument de limitation des captures est appliqué à son niveau le moins strict, 0 sinon.
Limitations de cannes	Variable binaire prend la valeur 1 si une limitation sur les cannes à pêche est appliquée dans le site, 0 sinon.
Fermetures temporaires	Variable binaire prend la valeur 1 si des fermetures temporaires sont appliquées dans le site, 0 sinon.

Tableau 7 : La description et le codage de l'ensemble de variables incluses dans l'échantillon sur la VBE des pêcheurs.

Les résultats du modèle des moindres carrés pondérés sont présentés en annexe 2. Nous avons testé la présence de la multi-colinéarité dans ce premier modèle (modèle 4 présenté dans l'annexe 2) et nous avons obtenu une valeur moyenne de 1,37 pour les VIF, et des valeurs de tolérance supérieures à 0,1 pour toutes les variables sauf pour le « scénario de nouvel instrument de gestion ». Nous avons donc exclu cette variable pour estimer une nouvelle régression robuste (modèle 5 présenté dans l'annexe 2). Nous avons également procédé à une estimation de la version à effets mixtes de ce second modèle (modèle 6, présenté dans le tableau 8). Nous avons également effectué une permutation de Monte-Carlo (utilisant 10 000 permutations) pour ajuster les p-valeurs pour les tests multiples. Cela dans le but de contrôler le risque de résultats biaisés de la méta-régression relatif à un petit échantillon. Les résultats sont différents des p-valeurs obtenues lors de la régression initiale. Nous constatons que toutes les p-valeurs ont augmenté. Les résultats de la régression à effets mixtes sont fournis dans le tableau 8.

A la lecture des résultats, nous pouvons constater que le bien-être des pêcheurs peut être amélioré (par rapport à pratiquer une autre activité récréative) par l'augmentation des limitations de tailles minimales ou par des niveaux moins contraignants des limitations de captures journalières. Le bien-être des pêcheurs peut être également amélioré par un niveau modéré ou plus élevé des limitations des captures. Plus précisément, les estimations de la VBE sont désormais insensibles au niveau des limitations de tailles et à la présence d'une fermeture temporaire. Les pêcheurs ont évalué de manière similaire le scénario d'une sortie de pêche vers leur site habituel avec des limitations de tailles ou une fermeture temporaire et le scénario d'exercer une autre activité substitue. Bien qu'une limitation des captures moins contraignante n'ait aucun effet sur le bien-être procuré d'une sortie de pêche par rapport au bien-être avec un « scénario sans sortie », les estimations de bien-être sont plus élevées lorsqu'il y a une application d'une limitation des captures à des niveaux intermédiaires ou plus stricts. Le coefficient de la présence d'une limitation de cannes à pêche reste négatif et significatif. Cela signifie que l'application de cette mesure pourrait avoir un effet négatif sur le bénéfice attendu d'une sortie de pêche.

Par ailleurs, la variable « année de l'enquête » est significative et positive. Cela suggère par conséquent une tendance temporelle significative de l'augmentation du bénéfice récréatif des sorties de pêche. Ce résultat ne soutient pas l'hypothèse selon laquelle la crise financière de 2007 a entraîné une baisse de la disposition à participer et à payer des individus pour des

activités récréatives (Lew et Larson, 2012), d'où l'attrait permanent de la pêche récréative orientée vers l'environnement, ces dernières années. En fin, il n'y a pas de différence constatée entre les valeurs des bénéfices issues des travaux publiés dans des revues halieutiques et dans des revues économiques.

	Modèle 6			Permutations de Monte-Carlo	
Variable dépendante = VBE	Paramètres estimés	t test	p-valeur	p-valeur non-ajustée	p-valeur ajustée
Année de l'enquête	0,23***	4,24	0,00	0,00	0,00
Voyage par bateau	1,20***	2,20	0,03	0,01	0,08
Limitations de tailles très restrictives	0,70	1,42	0,16	0,14	0,70
Limitations de tailles intermédiaires	0,72	1,57	0,12	0,11	0,58
Limitations de tailles moins restrictives	0,95	1,80	0,08	0,02	0,14
Limitations des captures très restrictives	1,35*	1,85	0,07	0,01	0,10
Limitations des captures intermédiaires	1,38**	2,14	0,04	0,01	0,06
Limitations des captures moins restrictives	1,03	1,42	0,16	0,05	0,34
Fermetures temporaires	-1,11	-1,78	0,08	0,46	0,99
Limitations de cannes	-2,64***	-5,77	0,00	0,00	0,00
Revue halieutique	-0,19	-0,50	0,62	0,44	0,99
Constante	1,02	1,05	0,30		
τ^2		1,27			
I^2_{res}		0,99			
R^2-ajusté		0,72			
Nombre d'observations		89			
Nombre d'études		8			

Tableau 8 : modèle de méta-régression à effets mixtes expliquant la VBE par rapport à l'option « pas de voyage de pêche ».

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Dans ce chapitre, nous avons appliqué une méta-analyse des travaux d'évaluation économique de la régulation de la pêche récréative. Cette analyse nous a permis d'identifier les facteurs expliquant la variation de CAP d'une étude à l'autre pour une sortie de pêche vers un site où la régulation de la capture est en vigueur et où la VBE a été estimée.

Les pêcheurs ciblant notamment des poissons migrateurs sont disposés à payer davantage pour accéder à des sites de pêche régulés. Le statut « d'espèce rare » ou « en danger » de certaines populations de poissons migrateurs contribuerait à renforcer leur attrait pour la pêche sportive (Cooke et al., 2014). En outre, la valeur élevée de CAP pour la mise en place d'une régulation des captures des poissons migrateurs peut refléter des valeurs de conservation de ces espèces. Cependant, ces résultats empiriques soulèvent des questions sur l'efficacité limitée des mesures de régulation de la pêche, telles que la limitation des captures, la taille minimale des prises ou le *catch-and-release* des prises, pour réduire la mortalité globale par l'hameçon (Johnston et al., 2010). Malheureusement, nous n'avons pas pu confirmer ou réfuter une telle hypothèse. Par manque d'observations suffisantes, nous n'avons pas pu introduire dans la méta-régression une variable test qui croise les variables décrivant les instruments de régulation avec les espèces cibles.

Par ailleurs, les résultats de la méta-analyse montrent que le CAP des pêcheurs pour la limitation des prélèvements est faible lorsque les limitations de tailles ou le *catch-and-release* obligatoire des espèces sont appliquées en comparaison à la mise en place des limitations de captures. Cela suggère qu'en moyenne, les pêcheurs récréatifs sont encore plus exigeants sur les espèces qu'ils ciblent avec des limitations de tailles qu'avec des limitations de captures. Relaxer le nombre de poissons capturés augmenterait le bien-être des pêcheurs, plus que réduire la taille minimale des poissons à garder légalement, toutes choses étant égales par ailleurs. Cependant, il faut être prudent dans l'interprétation de ces résultats pour formuler des recommandations aux gestionnaires des pêches récréatives. En effet, nous n'avons pu tester dans ce travail l'effet des caractéristiques individuelles des pêcheurs (âge et expérience de pêche par exemple) sur leur CAP.

En outre, les attributs relatifs aux limitations de captures et de tailles n'ont pas été présentés de manière uniforme dans l'évaluation. En effet, si certaines études ont présenté une définition quantitative très détaillée de ces derniers, d'autres en revanche n'indiquent qu'un changement

qualitatif par rapport à la situation de statu-quo. Dans ce dernier cas, une évaluation rigoureuse nécessiterait une connaissance préalable des conditions de pêche et de l'influence d'un changement aussi largement défini sur la qualité du poisson capturé. La plupart des études n'ont pas fourni d'estimations de la VBE. En outre, les estimations de la VBE disponible représentèrent des conditions de pêche hétérogènes et proviennent d'études utilisant des méthodes économétriques différentes.

En ce qui concerne la méthodologie et la stratégie d'échantillonnage, nous avons constaté que l'application de la méthode Dillman (par rapport à l'échantillonnage aléatoire simple) fournit des estimations de CAP plus élevées. Néanmoins, nous n'avons pas trouvé de preuves que la méthode d'échantillonnage en générale affecte l'estimation de CAP. En effet, nos jeux de données ne comprennent que 260 estimations de CAP pour les limitations des prélèvements provenant de 16 études, et 89 estimations de la VBE provenant seulement de 8 études. Les valeurs économiques fournies par ces études ne reflètent toujours pas les conditions d'un seul site de pêche, notamment en matière de la dynamique des populations des poissons et des exigences de la politique de la gestion des stocks. Bien que la pêche récréative en mer représente une activité de loisir importante et populaire, notamment aux Etats-Unis, il est nécessaire de disposer davantage d'études primaires dans d'autres pays, notamment en eaux douces, pour disposer d'une vision globale des bénéfices attendus de cette activité de loisir. Cela peut ainsi remédier aux problèmes liés à la distribution spatiale des informations sur les valeurs économiques de la pêche récréative.

La majorité des travaux sur la régulation de la pêche récréative développe une approche bioéconomique qui fournit les concepts et les méthodes permettant de comprendre les mécanismes qui conduisent à la dégradation des stocks et en extraire les principes d'une exploitation durable des ressources (Cox et Walters 2002 ; Kulmala et al., 2008, pour des exemples). L'efficacité biologique des mesures de gestion préconisées par ces modèles bioéconomiques n'est pas à contester. Les mécanismes offerts par ces modèles restent cependant insuffisants pour appréhender l'hétérogénéité des pratiques des pêcheurs et leur impact sur les stocks des population (Johnston et al., 2010 ; Fenichel et Abbott, 2014). Les modèles bioéconomiques sont souvent bâtis sur une représentation simplifiée des décisions individuelles au travers la figure du pêcheur représentatif pour simuler l'impact des mesures de gestion sur l'évolution des stocks. Une des ambitions des développements méthodologiques récents des modèles bioéconomiques est de pouvoir tenir compte de la diversité et la complexité des comportements des pêcheurs (Johnston et al., 2015). C'est pourquoi, une des avancées en

la matière consiste en une approche intégrative articulant fonction de bien-être des pêcheurs, et dynamique biologique des populations cibles. Les paramètres de cette fonction de bien-être sont issus des résultats d'évaluation économique non-marchand, appliquant la méthode des expériences de choix pour différents scénarios de conditions de pêche (Lu et al., 2017). Les pêcheurs ont en effet des préférences hétérogènes. Ils ne cherchent pas les mêmes attributs pour un même site de pêche (Dabrowska et al., 2017), que ces attributs concernent directement les conditions de capture ou l'environnement naturel de l'activité. En ce sens, ils ne seront pas affectés de la même manière par les mesures réglementaires envisagées. L'application de la méthode des expériences de choix est devenue une méthodologie prometteuse et en plein essor en matière d'évaluation des préférences des pêcheurs pour différents scénarios de gestion des sites et des ressources.

Cependant, la méta-analyse présentée ici comporte certaines limites. En effet, comme la plupart des études ont été élaboré dans certains pays d'Europe et aux États-Unis, l'analyse de la méta-régression n'a pas pu tester les effets des variables de localisation plus poussés, ni refléter les conditions météorologiques et naturelles de la sortie de pêche. Toutefois, les estimations d'un modèle à effets mixtes révèlent que les variables relatives aux pratiques des pêcheurs et à la régulation de la pêche sont les principaux déterminants des valeurs estimées de la pêche récréative. Les pêcheurs en bateau étaient prêts à payer plus davantage pour la présence d'une mesure de régulation de la capture que les autres pêcheurs.

La pêche récréative en mer est une activité de loisir populaire et peut causer des encombrements à cause de l'utilisation des bateaux de plaisance, ce qui nécessite une mise en place d'une régulation de la capture. Les pêcheurs non-résidents accordent une plus grande valeur à la présence d'une mesure de régulation de la pêche au cours d'une sortie de pêche en comparaison aux pêcheurs résidents. Ce résultat est d'une grande importance puisque la plupart des pêcheurs non-résidents ont engagés des coûts plus élevés (ce qui peut indiquer une absence relative d'activité de substitution) et peuvent donc être plus préoccupés par l'amélioration des conditions de pêche dans leur site de pêche choisi. L'impact des politiques de régulation de la pêche sur les décisions de loisirs et les choix des sites de ce groupe de pêcheurs reste un sujet important pour les recherches futures.

Dans cette perspective, un domaine critique pour les travaux de recherche futures concerne la conception des expériences de choix et l'élaboration de l'enquête afin d'identifier l'effet des mesures de régulation de la pêche récréative sur le bien-être des pratiquants. Pour restituer des

résultats valides et fiables, les chercheurs doivent accorder une importance particulière à la méthodologie employée. L'inclusion d'une option de « non-participation » (*opt-out*) dans les expériences de choix peut souvent être considérée comme pertinente pour présenter des situations de choix réelles. Les futures études mobilisant des expériences de choix sur les préférences des pêcheurs devraient également être prudentes dans la définition de cette alternative, opter pour l'*opt-out* ou plutôt pour le statu-quo. L'application de l'*opt-out* comme alternative est la procédure standard (Banzhaf et al., 2001). Or, le choix de cette option ne reflète pas de véritables comportements, en l'absence de sites de substitution. Cela est d'autant plus le cas pour les pêcheurs non-résidents exerçant de la pêche de longue distance, qui sont souvent soupçonnés de recourir à des pratiques de surpêche, souvent néfastes pour les ressources.

CHAPITRE 2 : MISE EN PLACE D'UNE ENQUETE D'EXPERIENCE DE CHOIX POUR LE CAS DE LA REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE DE L'ALOSE

INTRODUCTION

Les travaux en économie de l'environnement portant sur l'évaluation des espèces en danger se sont concentrés notamment sur « combien » les individus sont prêts à payer pour les programmes de conservation proposés (voir Subroy et al., 2019 pour un aperçu des études sur les espèces en danger) et moins sur « pourquoi » ces individus acceptent d'adhérer à des programmes de conservation (Pienaar et al., 2017). Autrement dit, déterminer ce qui motive les individus à accepter de participer (ou payer pour) aux actions de conservation des espèces est également crucial pour développer des mesures de conservation efficaces (Spash et al., 2009). En effet, l'engagement des individus dans la conservation des espèces en danger fait souvent appel à leurs motivations éthiques et leurs comportements environnementaux. C'est ce qu'on peut appeler, les préoccupations environnementales des individus.

Les préférences des individus par rapport aux actions de conservation des espèces sont généralement guidées par une multitude de facteurs explicatifs. Les variables socio-économiques sont couramment utilisées comme variables explicatives pour contrôler cette hétérogénéité individuelle tandis que, les variables en lien avec les préoccupations environnementales ont été moins souvent utilisées par les économistes de l'environnement pour examiner les préférences environnementales (Arrow et al., 1993, et plus récemment par Johnston et al., 2017). Ces mêmes auteurs, ont spécifiquement recommandé d'utiliser les préoccupations environnementales pour interpréter les choix individuels dans un processus d'évaluation. Par définition, une préoccupation environnementale, qui est un concept emprunté des travaux de la psychologie de l'environnement, représente des attitudes et croyances individuelles à l'égard de l'environnement (voir par exemple, Fransson et Garlin, 1999, pour une discussion approfondie). Ces attitudes peuvent être mobilisées pour aider à prédire les comportements des individus en suivant par exemple la théorie de l'action raisonnée (Ajzen et Fishbein, 1977) ou celle du comportement planifié (Ajzen, 1991).

Des études antérieures ont indiqué que, lors d'une évaluation économique d'espèces menacées, les préférences individuelles sont également motivées par des préoccupations environnementales (Kotchen et Reiling, 2000, Spash, 1997). Les travaux en évaluation non-

marchande utilisent le lien entre les attitudes et comportements pour déterminer les valeurs d'usage (Gelso et Peterson, 2005) et de non-usage (Kotchen et Reiling, 2000 ; Cooper et al., 2004) associées à l'espèce valorisée. En dépit de l'importance des préoccupations environnementales à expliquer l'hétérogénéité des préférences individuelles vis-à-vis des programmes de conservation des espèces en danger, leur inclusion dans des études empiriques reste cependant très limitée (Subroy et al., 2019). C'est le cas également dans le cadre de la régulation de la pêche récréative, où ces préoccupations environnementales n'étaient pas intégrées pour expliquer les préférences des pêcheurs vis-à-vis des mesures de régulation de cette activité.

Par ailleurs, les préoccupations environnementales sont souvent reliées à des attitudes environnementales globales qui reflètent des valeurs et normes sociales et à des attitudes spécifiques à un sujet en particulier, font souvent appel à des intentions d'action de comportements (spécifiques à l'égard de l'espèce). Ces deux types d'attitudes sont couramment utilisés dans des travaux d'évaluation économique de l'environnement (Meldrum, 2015).

Ce chapitre a pour but de décrire le cadre empirique des travaux entrepris dans cette thèse, à savoir le terrain d'étude, le questionnaire, mais surtout les différents protocoles de récolte de données. Il est organisé autour de trois sections. La première dresse un état de l'art ciblé sur le rôle des préoccupations environnementales individuelles dans la conservation des espèces en danger, puis restitue notre choix des mesures de ces préoccupations, pour notre analyse. La deuxième section s'attache à présenter les différents aspects qui nous ont guidés pour le choix du terrain d'étude, l'élaboration du questionnaire et la conception du protocole d'expériences de choix qui sera mobilisé pour l'ensemble des travaux empiriques de la thèse. La troisième section revient brièvement sur les modèles économétriques permettant de modéliser les déterminants des choix effectués par les individus, et d'expliquer les hétérogénéités de leurs préférences pour les différents scénarios de régulation étudiés.

1. PREOCCUPATIONS ENVIRONNEMENTALES INDIVIDUELLES ET CONSERVATION DES ESPECES EN DANGER

1.1. Les préoccupations environnementales spécifiques des pêcheurs

Une préoccupation environnementale est considérée comme spécifique quand il s'agit d'une attitude et comportement adoptés pour répondre à un sujet en particulier. Ces attitudes spécifiques conduisent les individus à se comporter d'une certaine manière face au sujet en question. Cette relation d'interaction entre attitude et comportement s'est souvent illustrée dans la littérature par l'étude du comportement des individus vis-à-vis du recyclage ménager (Best et Mayerl, 2013, par exemple), ou la consommation verte (Paco et Lavrador, 2017, par exemple). Par ailleurs, les attitudes ne sont pas directement observables mais peuvent être déduites, par exemple, du niveau d'accord exprimé par des individus avec des affirmations qui reflètent une attitude.

A la différence des autres usages des biens et services environnementaux (consommation de l'énergie …) dans le cadre des usages récréatifs des espèces en danger, les individus peuvent manifester des attitudes spécifiques via des pratiques adoptées pendant ces usages. En particulier, dans le cadre des usages récréatifs avec prélèvement, ces techniques et pratiques adoptées sont très importantes pour expliquer ces attitudes spécifiques vis-à-vis des espèces cibles. Le cas de la pêche récréative en est un exemple concret. En effet, les pêcheurs récréatifs ont accès à certains des écosystèmes et des habitats les plus sensibles (Donaldson et al., 2011). Il est donc primordial d'investiguer comment leurs préoccupations environnementales et leur enjeu de conservation se dessinent dans leurs motivations pour adopter des pratiques respectueuses des espèces ?

1.1.1. L'adoption des pratiques pro-conservation : le *no-kill,* le *catch-and-release* ou la « graciation » des espèces

Autant de nominations pour définir une pêche responsable pour laquelle l'objectif est de réduire l'empreinte (vraisemblablement, négative) des pêcheurs sur les populations de poissons. La plus répandue dans la littérature est la remise à l'eau des poissons (*catch-and-release*). Ce type de pratiques peut se définir comme une pêche dont laquelle toutes les espèces capturées doivent être relâchées. Cette définition peut avoir en revanche diverses significations selon les

personnes concernées (pêcheurs, gestionnaires, scientifiques, Aas et al., 2002). Au fil du temps, l'utilisation de ce terme s'est élargie, passant d'un principe du *no-kill* à l'utilisation de mesures plus spécifiques, comme des limitations de tailles et de prises qui obligent les pêcheurs à relâcher une partie ou la plupart des poissons capturés (Arlinghaus et al., 2007). Elle peut être considérée comme mesure extrême si elle est imposée comme régulation obligatoire pour protéger les espèces sensibles. Elle peut également être adoptée comme attitude volontaire, traduisant ainsi la décision volontaire du pêcheur à relâcher une partie ou la totalité de ses prises, qui pourrait conserver en toute légalité.

Sutton, (2001) définit la pratique de *catch-and-release* comme un comportement spécifique qui est sous le contrôle volontaire du pêcheur. Cela signifie que le choix du pêcheur pour participer au *catch-and-release* des espèces peut être réalisé au moment de la capture du poisson ou avant de s'engager dans l'activité de pêche. Ainsi, un pêcheur qui relâche un poisson à cause de la contrainte réglementaire (par exemple, un poisson ne dépassant par la taille minimale) ne pratique pas tout à fait le *catch-and-release* (du point de vue du comportement humain). En effet, le comportement du pêcheur dans cette situation n'était pas sous son contrôle volontaire mais plutôt sous le contrôle de la mesure réglementaire. Par conséquent, traiter cette pratique comme une action volontaire, permettrait de la définir comme un comportement spécifique basé sur les croyances et les perceptions individuelles, y compris les préoccupations environnementales des pêcheurs (Sutton, 2001).

En dépit du débat sur son impact sur les stocks, le *catch-and-release* est présenté comme un outil efficace pour la conservation des espèces. Néanmoins, cette efficacité dépend fortement des attitudes et motivations des pêcheurs (Aas et al., 2002). En outre, cette vision du *catch-and-release* volontaire basée sur les croyances et les perceptions individuelles, ne semble pas être suffisante pour qu'elle soit efficace. Son efficacité dépend également des autres facteurs comme ses effets biologiques sur les stocks de poissons, les questions de mortalité par pêche, le stress physiologique infligé aux espèces. Le bien-être des poissons a occupé également une place importante dans ce débat (Aas et al., 2002, Arlinghaus et al., 2009).

1.1.2. La prise en compte du bien-être des espèces

Le concept du bien-être du poisson est de plus en plus reconnu comme une question sociétale importante (Rose et al., 2014). Il est apparu, dans le cadre de la pêche récréative, avec le développement notamment du *catch-and-release* des poissons. Contrairement aux définitions existantes de ce concept[9], nous nous appuyons dans ce travail sur la définition donnée par Arlinghaus et al., (2007) selon laquelle, le bien-être du poisson est défini comme la préservation ou l'amélioration de la santé des poissons au moment de l'interaction entre les pêcheurs et les espèces. Nous avons fait ce choix de référence car il rejoint le raisonnement adopté tout au long de ce travail de recherche à savoir, les pêcheurs ne peuvent être séparés de la nature car ils font partie de la nature et il est souvent difficile de dissocier usage et préservation des espèces (Limburg et Waldman, 2009).

Dans le cadre de la pêche récréative, l'analyse du rapport entre le pêcheur et l'espèce permettrait de révéler des attitudes respectueuses des populations. En effet, les pêcheurs peuvent durant leur pratique prendre en compte d'autres dimensions que la capture de poissons. En particulier, relâcher ses prises, peut être considéré comme un acte révélateur des préoccupations environnementales spécifique aux espèces relâchées. Néanmoins, cet acte est à considérer avec beaucoup de précaution, car le sort des poissons « graciés » est largement dépendant des attitudes et des comportements des pêcheurs (Pelletier et al., 2007). Le pêcheur peut rejeter ses prises par souci du bien-être des poissons mais aussi par contrainte de réglementation ou pour satisfaire son bien-être, en relâchant des petits poissons en espérant en capturer des plus gros.

La limite entre le bien-être du poisson et celui du pêcheur est très tendue. Tout rejet de poissons, ne semble pas être suffisant pour vérifier si le pêcheur prend en compte le bien-être du poisson au moment de le relâcher. Pour vérifier ceci, il existe un ensemble de bonnes pratiques à mettre en place pour relâcher ses prises (Cooke et Suski 2005). Ces auteurs ont produit une liste, non-exhaustive, de pratiques qui devraient permettre d'améliorer le bien-être des poissons en réduisant les blessures, le stress et par conséquent la mortalité. Cette liste s'applique généralement à toutes les espèces, et comprend notamment les consignes suivantes : réduire au minimum la durée de la pêche, réduire au minimum ou éliminer la manipulation et l'exposition à l'air des poissons, utiliser des hameçons qui réduisent les blessures, le stress ou la mortalité et éviter de pêcher pendant la période de reproduction. Tester les attitudes des pêcheurs vis-à-vis

[9] Notamment, les définitions fondées sur les sentiments des poissons pour évaluer/définir leur bien-être (Huntingford et al., 2006).

de ces bonnes pratiques permettrait donc de savoir s'ils se soucient de leur bien-être ou bien de celui des poissons, en effectuant cet acte.

Comprendre les attitudes des pêcheurs envers la pêche responsable et la conservation, leurs croyances sur ce qui affecte la survie des poissons relâchés et leur comportement de pêche, via les techniques adoptées permettrait de disposer des indications sur les préoccupations spécifiques des pêcheurs. Nguyen et al., (2013), ont étudié les préoccupations spécifiques des pêcheurs, via l'adoption des bonnes pratiques du *catch-and-release* pour le cas de la pêche au saumon. Leur objectif était de caractériser l'hétérogénéité des pêcheurs étant donné, entre autres, leur comportement de pêche, et leur niveau de soutien aux programmes d'éducation des pêcheurs à la ligne en faveur des pratiques de pêche responsable. Leurs conclusions montrent qu'en effet les pêcheurs au saumon adoptent globalement des techniques pro-conservation en utilisant notamment des hameçons sans ardillon, une épuisette souple et de grands leurres pour éviter de capturer des poissons trop petits. Leurs attitudes vis-à-vis des pratiques responsables est un déterminant de l'hétérogénéité des pêcheurs.

En France, la pratique du *catch-and-release* des poissons reste dans la majorité des parcours, un acte volontaire. Son acceptabilité par les pêcheurs est à l'étude (Ropars-Collet et Le Goffe, 2020, pour le cas du saumon). Les auteurs montrent que les pêcheurs enquêtés ne sont pas pour l'instant prêts à adopter la pratique du *no-kill*. Par conséquent, on peut supposer que dans ce contexte (celui de la France), la pratique du *catch-and-release* des poissons constitue une première étape pour vérifier les comportements des pêcheurs pour les pratiques respectueuses des espèces. Et par conséquent pouvoir caractériser l'hétérogénéité de leurs préférences vis-à-vis des mesures de régulation. L'étude du respect des bonnes pratiques relatives au *catch-and-release* serait plus pertinent auprès d'un public plus avancé dans ce type de pratiques.

Au regard de ce que nous venons de présenter, ces préoccupations environnementales spécifiques peuvent être à l'origine des hétérogénéités des préférences à l'égard des scénarios de régulation qui seront présentés aux pêcheurs. Certains qui observent déjà l'adoption des pratiques responsables et respectueuses des espèces peuvent voir dans les scénarios de régulation un moyen de renforcer leurs actions individuelles. Comprendre les comportements et attitudes des pêcheurs permettrait de prédire leurs préférences pour les mesures de conservation. Par ailleurs, ces attitudes spécifiques peuvent être motivées par un ensemble de facteurs socio-démographiques. Nous rapportons dans la figure 1, l'ensemble des questions qui nous ont permis d'approcher ces préoccupations spécifiques dans le questionnaire d'enquête.

21. Adaptez-vous vos techniques de pêche selon le(s) poisson(s) cible(s) ? (un seul choix possible)
- o Oui
- o Non

22. Vous diriez que vous pratiquez le No-Kill/ Graciation (un seul choix possible)

Toujours	Souvent	Parfois	Rarement	Jamais
O	O	O	O	O

23. Quelles sont les pratiques que vous mettez en œuvre ou qui vous semblent les plus réalisables pour optimiser la survie du poisson relâché ? (deux réponses possibles)
- ☐ Minimiser le temps du combat
- ☐ Minimiser le temps durant lequel le poisson est en dehors de l'eau
- ☐ Ecraser les ardillons
- ☐ Se mouiller les mains avant de toucher le poisson
- ☐ Ne pas le poser par terre

Figure 1: Extrait des questions permettant d'approcher les préoccupations spécifiques des pêcheurs.

1.2. Des pêcheurs également citoyens - les valeurs pro-environnementales

Les expériences récréatives, et notamment celles en lien avec la nature offrent aux usagers des occasions d'interagir et d'établir des relations avec la faune (Larson, et al., 2018). Fondamentalement, les activités récréatives sont regroupées en deux catégories (Dunlap et Heffernan, 1975). Les activités récréatives avec prélèvement, en termes de consommation (notamment la chasse et la pêche) et les activités récréatives sans prélèvement (par exemple, la randonnée et l'observation de la faune). Des études traitant de liens possibles entre l'activité récréative et le comportement pro-conservation des pratiquants, ont montré des liens forts entre les activités sans prélèvement et les comportements de conservation (Teisl et O'Brien 2003). D'autres travaux ont montré en revanche que les pratiquants de ces deux catégories d'activités récréatives (avec prélèvement et sans prélèvement) sont susceptibles de manifester des comportements pro-environnementaux en comparaison aux autres individus, ne participants pas aux usages récréatifs des espèces (Cooper et al. 2015).

Ces travaux empiriques montrent une interconnexion forte entre la récréation et la conservation. C'est ce qu'on peut appeler le « modèle récréation-conservation ». Cette interconnexion est nourrie par, entre autres, des préoccupations environnementales des pratiquants. Ces travaux supportent la théorie selon laquelle, les pratiquants sont plus conservationnistes que le reste de la population (les non-pratiquants). En effet, selon Larson et al., (2018), pratiquer une activité récréative avec une interaction avec la nature (y compris les espèces) contribue de manière significative à adopter des comportements pro-environnementaux. Dans leur étude, l'adoption de ces comportements peut être influencée notamment par l'attachement au lieu de pratique. Ce type d'attachement reste en revanche insuffisant pour prédire les comportements de conservation. Ceci est d'autant plus le cas pour la conservation des espèces en danger parce que ce qui serait important à investiguer est l'attachement à l'espèce.

Cependant, les travaux sur l'interconnexion entre la récréation et la conservation dans le cadre de la pêche récréative sont très limités. Les rares travaux existants explorent ce lien via les préoccupations environnementales des pêcheurs pour l'adoption des techniques de pêche respectueuses des espèces (Nguyen et al., 2013).

Par ailleurs, en matière de conservation de l'environnement, il est souvent suggéré que les comportements et attitudes des individus sont relativement liés aux valeurs (de non-usage) qu'ils y accordent (Schultz et Zelezny, 1999 ; Stern, 2000). En effet, les attitudes peuvent influencer les individus à décider s'ils participent (ou non) aux programmes de protection de l'environnement. La diversité des attitudes individuelles peut être utile pour analyser l'hétérogénéité des préférences dans des études d'évaluation non-marchande, y compris celles concernant l'environnement. Il existe en effet, un ensemble croissant de travaux sur l'impact des incitations non-économiques sur les valeurs que les individus accordent aux questions environnementales. La plupart de ces travaux se concentrent sur les attitudes à l'égard de l'environnement (Bartczak, 2015).

Hawcroft et Milfont, (2010) ont défini les attitudes environnementales générales comme une tendance psychologique exprimée en évaluant l'environnement naturel avec un certain degré d'accord ou de désaccord, en se basant sur la psychologie environnementale. Le principe qui guide la mesure des préoccupations environnementales des individus à partir des échelles d'attitudes réside dans le fait que les réponses des individus pour les différents items reflètent d'une manière générale, leurs croyances, ou encore leurs valeurs et donc leurs motivations pour mieux protéger l'environnement.

Il existe différentes approches pour mesurer ces attitudes environnementales. Néanmoins, trois méthodes les plus largement appliquées, ont été identifiées, dont la validité et la fiabilité ont été fréquemment évaluées dans la littérature (Dunlap et Jones, 2003). Il s'agit notamment de « *Ecology scale* » développée par Maloney et Ward (1973), l'échelle de « *Environmental Concern* » développée par Weigel et Weigel (1978) et en fin l'échelle de « *New Ecological Paradigm*, NEP » développée et actualisée par Dunlap et al. (2000). Ces trois échelles examinent les préoccupations individuelles concernant divers sujets environnementaux. Les deux premières comprennent des éléments traitant de sujets environnementaux spécifiques (tels que la pollution, les ressources naturelles), seule l'échelle de NEP se concentre sur la relation globale entre les humains et l'environnement (Milfont et Duckitt, 2010). En outre, l'échelle de NEP reste la méthode la plus utilisée dans la littérature pour explorer les attitudes environnementales générales des individus en matière des décisions sur la protection de l'environnement (Hawcroft et Milfont, 2010)[10].

Il existe peu de travaux cherchant à expliquer les préférences des individus en matière de conservation des espèces en danger en lien avec leurs attitudes environnementales. Nous pouvons notamment citer les travaux de Halkos et al., (2019) ; Choia et Fielding, (2013) ; Aldrich et al. (2007) ; Kotchen et Reiling, (2000). Toutes ces études ont été menées auprès du grand public, qui n'ont pas forcément un usage direct ou un impact direct sur les dynamiques des espèces étudiées. Les résultats de ces travaux montrent néanmoins que plus les personnes interrogées ont des attitudes pro-environnementales, plus ils sont susceptibles de soutenir des programmes de conservation, et déclarer des montants de CAP plus élevées.

Les travaux traitant des préoccupations environnementales des pêcheurs pour examiner leurs préférences en matière de politique de conservation, restent à notre connaissance très rares. C'est pourquoi, nous allons accorder une attention particulière à l'analyse de ce sujet, dans cette thèse. Différents amendements ou extension de l'échelle de NEP ont été mis en place, en l'occurrence, l'Inventaire des Attitudes Environnementales dans sa version courte (EAI-24) qui a été mise au point par Milfont et Duckitt, (2010) et dont la version française a été récemment validée par (Moussaoui et al., 2016). L'EAI-24 est composée de 24 items mesurant deux dimensions distinctes. Quatorze items mesurant la dimension de préservation et dix items mesurant la dimension d'utilisation. Les réponses sont évaluées sur une échelle de Likert en 7 points (allant de totalement en désaccord à totalement en accord). Les différents items utilisés

[10] Une méta-analyse de 69 études dans 36 pays avec plus de 58 000 individus où l'échelle de NEP a été utilisée.

sont présents dans le tableau 9. L'EIA-24 nous intéresse particulièrement car ils dissocient les valeurs de préservation, des valeurs d'utilisation.

Item	Dimension
- J'aime vraiment les excursions à la campagne, par exemple en forêt ou dans les champs	P
- Je trouve que passer du temps dans la nature est ennuyeux	P
- Le gouvernement devrait contrôler le débit d'utilisation des matières premières pour s'assurer qu'elles durent le plus longtemps possible	P
- Je suis opposé à l'idée du contrôle et de la régulation de l'utilisation des matières premières par les gouvernements dans le but de les faire durer plus longtemps	P
- J'aimerais rejoindre et participer activement à un groupe écologiste	P
- Je ne suis pas du genre à m'impliquer dans une organisation environnementale	P
- Une des raisons les plus importantes de garder les lacs et rivières propres est de permettre aux personnes de bénéficier d'endroits destinés aux sports nautiques	U
- Nous devons garder les lacs et les rivières propres pour protéger l'environnement, et non pour permettre aux gens de profiter des sports nautiques	U
- La science moderne ne sera pas capable de résoudre nos problèmes environnementaux	U
- La science moderne résoudra nos problèmes environnementaux	U
- Les êtres humains exploitent trop l'environnement	P
- Je ne crois pas que l'environnement a été trop exploité par les êtres humains	P
- Je préfère un jardin sauvage et naturel à un jardin soigné et bien ordonné	U
- Je préfère de loin un jardin qui est bien entretenu et soigné à un jardin naturel et sauvage	U
- Je ne suis pas le genre de personne qui fait des efforts pour économiser les ressources naturelles	P
- Autant que possible, j'essaie d'économiser les ressources naturelles	P
- L'être humain a été créé ou a évolué pour dominer le reste de la nature	U
- Je ne crois pas que les êtres humains ont été créés ou ont évolué dans le but de dominer le reste de la nature	U
- Protéger l'emploi des gens est plus important que protéger l'environnement	U
- Protéger l'environnement est plus important que protéger l'emploi des gens	U
- Ça me rend triste de voir les forêts détruites pour l'agriculture	P
- Ça ne me rend pas triste de voir les milieux naturels détruits	P
- On devrait encourager les familles à limiter leur nombre d'enfants	P
- Un couple marié devrait pouvoir avoir autant d'enfants qu'il le souhaite, du moment qu'il peut subvenir correctement à leurs besoins	P

Tableau 9 : Les 24 items utilisés pour mesurer les attitudes générales des pêcheurs à l'égard de l'environnement.

Notes : P traduit la dimension de préservation et U celle de l'utilisation

1.3. Informations et préoccupations environnementales

Il a été souvent reproché aux travaux empiriques, utilisant les méthodes des préférences déclarées pour l'évaluation des écosystèmes naturels, notamment la biodiversité, le manque d'informations à la disposition des enquêtés. Ce problème peut amener les répondants à opérer des choix biaisés. En effet, dans le cas où les enquêtés ne sont suffisamment pas bien informés sur les bénéfices potentiels de la conservation de la biodiversité, ils sous-estimeront l'importance des mesures de conservation, ce qui peut créer un décalage entre les bénéfices estimés et les bénéfices réels (Spash et Hanley, 1995). C'est pour remédier à ce problème qu'il existe un ensemble de travaux mobilisant des méthodes pour délivrer des informations additionnelles aux enquêtés afin d'améliorer davantage leurs connaissances sur le sujet traité (voir notamment, Palme et al., 2016, Mannheim et al., 2018 et la méta-analyse de Penn et Hu, 2018, sur l'utilisation du *cheap-talk*). La plupart de ces travaux ont tenté d'estimer l'impact des informations fournies au cours de l'exercice d'évaluation ; la fourniture d'informations a été un élément instantané du processus d'évaluation. L'hypothèse sous-jacente des études d'évaluation environnementale est que la fourniture d'informations pertinentes permettrait d'avoir des estimations de CAP plus stables pour les programmes de protection proposés (Randall, 1986).

Par ailleurs, la connaissance des individus, vis-à-vis des questions environnementales, est considérée comme facteur déterminant pour l'adoption des attitudes et comportements pro-environnementaux (Fransson et Garlin, 1999). Il a été suggéré que si les individus sont mieux informés sur l'environnement et les questions qui y sont liées, ils seront à leur tour plus conscients de l'environnement et de ses problèmes, et seront plus motivés à agir de manière plus responsable (Fahlquist 2009).

En matière de conservation de la biodiversité et plus particulièrement des espèces en danger, la sensibilisation des individus via la fourniture des informations écologiques peut jouer un rôle important pour favoriser la conservation (Tkac, J. 1998 ; Hoehn et Randall, 2002 Serpell, 2004 ; Reimer et al., 2014 ; Rambonilaza et Brahic, 2016, pour des exemples). Autrement dit, délivrer de l'information permettrait de créer un détachement chez les usagers envers les espèces à préserver. C'est-à-dire, qu'ils vont chercher d'autres espèces de substitution pour réduire la pression de leur activité sur les espèces en danger. Par ailleurs, les informations peuvent aussi renforcer le rôle des préoccupations environnementales, comme elles peuvent se substituer à l'absence de telles préoccupations.

Dans ce cas, on peut se pose alors la question sur l'information pertinente à fournir pour guider les individus dans l'organisation de leurs préférences pendant un exercice d'expériences de choix. Plusieurs travaux, ont testé l'impact de l'information sur les comportements pro-environnementaux (effectifs ou intentionnels) des pêcheurs. Dans ce cadre, l'information peut être formatée comme un dispositif servant à transmettre les bonnes pratiques à adopter pendant la pêche pour augmenter la survie des espèces relâchées (Palme et al., 2016 ; Brownscombe et al., 2017 ; Sims et Danylchuk, 2017 ; Mannheim et al., 2018). Sur le plan méthodologique, cela revient par exemple à organiser et à tester le rôle des ateliers éducatifs sur le comportement des pêcheurs à la ligne et leurs effets biologiques sur les poissons (Palme et al., (2016).

1.4. L'information écologique à délivrer pendant l'exercice de choix

Parce que les pêcheurs disposent d'une certaine familiarité avec le contexte et le sujet à étudier, nous avons opté pour une information écologique, en lieu en place d'un *cheap talk*. Le statut de conservation d'une espèce est un indicateur permettant d'évaluer l'ampleur du risque d'extinction de l'espèce à un instant donné. Une espèce ayant reçu le statut « en danger » signifie que le risque d'extinction est élevé. Plusieurs facteurs favorisent l'extinction de poissions migrateurs, et il est important pour les pêcheurs de savoir, l'état des stocks, et pourquoi l'usage récréatif peut représenter un problème. Comme déjà mentionné auparavant, un certain nombre des poissons migrateurs, y compris l'alose, figurent aujourd'hui sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (2019).

Dans cette perspective, nous avons choisi de fournir aux pêcheurs, pour accompagner les expériences de choix une information précise sur l'évolution des géniteurs de l'alose depuis 2010 sur le bassin versant étudié. Les géniteurs sont des poissons adultes revenant après leur migration pour se reproduire dans les rivières. Le principal indicateur de présence et d'abondance de l'alose est constitué par le nombre de ces géniteurs. Comme la pêche récréative est généralement ouverte avant la reproduction, cibler ces géniteurs peut ainsi avoir un impact néfaste sur les stocks de ces espèces. Il nous semble important donc d'informer les pêcheurs sur l'état des stocks de ces espèces. L'information a été délivrée aux pêcheurs sous forme d'un graphique sur cette évolution. L'objectif derrière ce protocole est d'apprécier la stabilité des préférences des pêcheurs vis-à-vis des instruments de régulation après avoir reçu de nouvelles informations. Le graphique en question est présenté dans la figure 2.

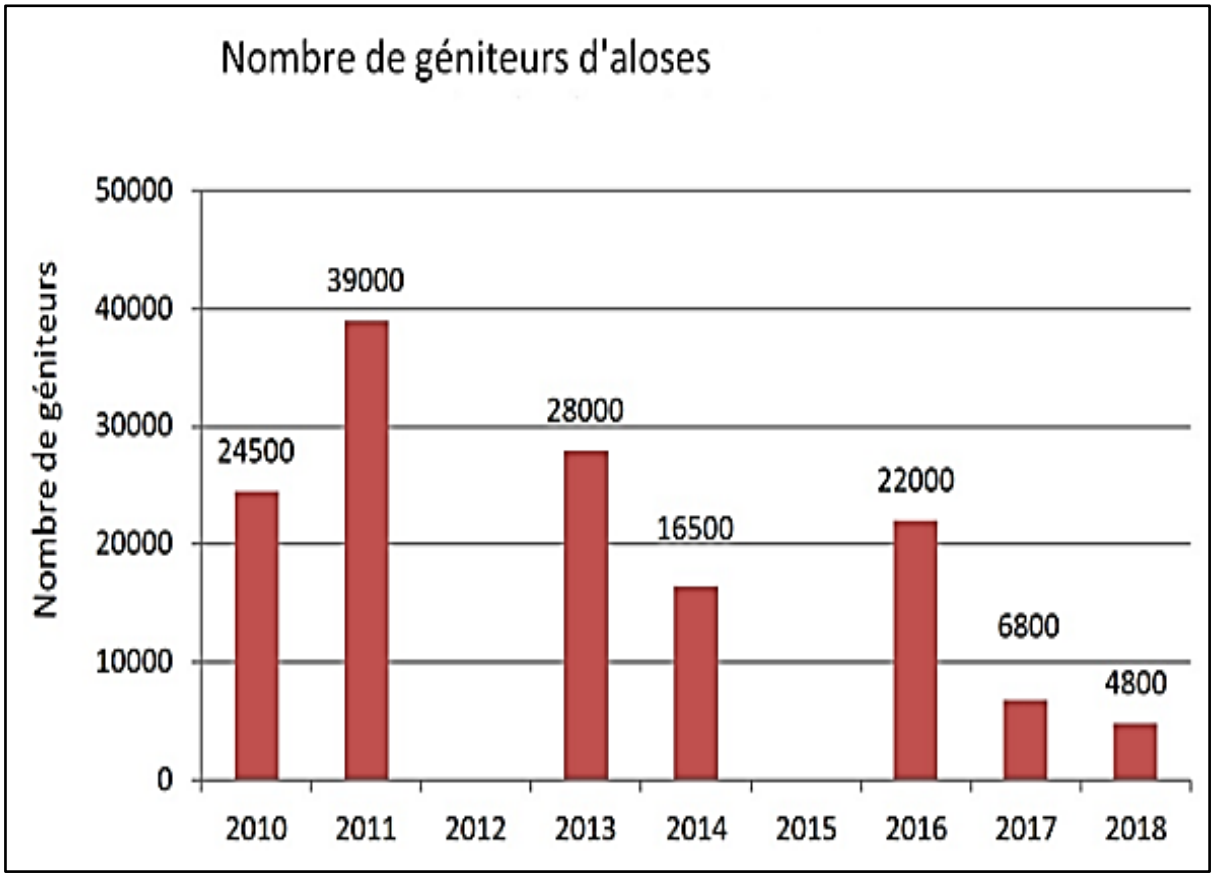


Figure 2 : Information délivrée aux pêcheurs dans le processus de choix.

Ces informations sont issues des enregistrements du nombre de « bulls »[11] effectués par la Cellule Migrateurs Charente et Seudre basée en Charente. L'effectif de géniteurs correspond au nombre estimé (à partir du suivi) de géniteurs d'aloses (grande et feinte confondues) présents sur le bassin versant sur les 3 principales frayères (Taillebourg, La Baine et Crouin). La lecture du graphique, montre, sans ambiguïté, une diminution nette du nombre de géniteurs de 39 000 (en 2010, le nombre le plus élevé enregistré) à 4800 géniteurs en 2018. Le choix de cette information a été effectué en concertation avec les gestionnaires des milieux aquatiques et avec les écologues au sein de l'INRAE.

[11] C'est un terme utilisé pour caractériser la reproduction des aloses.

2. LA MISE EN PLACE D'UN PROTOCOLE D'EXPERIENCES DE CHOIX : LA REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE DE L'ALOSE

2.1. Le terrain d'étude : l'alose dans le bassin Adour-Garonne

Le bassin hydrographique Adour-Garonne représente 20% de la superficie du territoire national. Il représente 116 817 km de cours d'eau et couvre les régions Nouvelle Aquitaine et Occitanie et une partie de l'Auvergne-Rhône-Alpes. Plusieurs bassins versants couvrent cette superficie. Ce bassin intègre cinq grands bassins versants sur la région Nouvelle-Aquitaine. Notamment, les bassins versant de la Charente, la Dordogne, la Garonne et l'Adour (Figure 3).

Figure 3 : Les grands bassins versants de Nouvelle-Aquitaine.
Source : Agence Régionale de la Biodiversité Nouvelle-Aquitaine.

Les bassins versants de la Garonne et la Dordogne sont les seuls bassins européens abritant l'ensemble des huit grandes espèces de poissons migrateurs amphihalins, à savoir l'esturgeon européen, l'anguille, l'alose feinte et la grande alose, la lamproie fluviatile et la lamproie marine, la truite de mer et le saumon atlantique. Cette richesse piscicole a néanmoins été fragilisée et nécessite des actions de restauration et de préservation.

Concernant l'alose, les stocks de cette espèce ont connu un déclin considérable. En effet, la chute des effectifs de grande alose, notamment observée à partir des années 2000, a entrainé le recours à un moratoire en 2008 (toujours en cours) interdisant la pêche professionnelle et récréative. En comparaison à la grande alose, les connaissances sur l'état de la population d'alose feinte sont moins importantes et plus récentes. Cependant, les suivis menés régulièrement par les associations des poissons migrateurs dans les bassins versants depuis 2007 mettent en avant une espèce qui commence à avoir la même trajectoire que sa grande cousine (la grande alose).

Nous nous sommes adressés aux deux fédérations départementales de la Charente-Maritime et la Gironde pour réaliser notre enquête. Les deux départements sont traversés par le bassin versant de la Charente pour le premier et le bassin versant Garonne-Dordogne pour le deuxième. En outre, les deux départements partagent le même lien d'attachement avec cette espèce. En Gironde par exemple, plusieurs associations organise des événements appelés « fête de l'alose » autours de l'estuaire et sur les berges de la Garonne et de la Dordogne. En Charente-Maritime, ces évènements sont l'occasion de redécouvrir cette espèce et l'initier les plus jeunes à sa pêche.

Par ailleurs, les conditions réunies dans ces deux départements, notamment la situation écologique de l'alose (le moratoire actuel de la pêche de la grande alose, la baisse des populations de l'alose feinte), l'attachement local à cette espèce et la motivation des structures gestionnaires[12] à s'engager dans des actions de suivi et préservation de ladite espèce, offrent un cadre propice à la mise en place de notre enquête.

[12] Dont le projet FAUNA porté par la région Nouvelle-Aquitaine qui consiste à fournir les fondements et analyses de l'adaptation de l'alose et des usages récréatifs pour sa conservation en Aquitaine. Cette partie fait partie de ce projet.

2.2. Le choix des différents attributs

Dans le cadre d'une expérience de choix, il n'existe pas de consensus sur la nature et la façon de déterminer les attributs à inclure. Néanmoins, il est toujours important que le sujet étudié et les alternatives présentées soient compréhensibles, et les répondants doivent avoir un certain degré de confiance sur les possibilités réelles de ces alternatives proposées (Bennett et Blamey 2001). Autrement dit, les attributs choisis doivent être importants et avoir un sens pour les individus interrogés (Bennett et Adamowicz, 2001). Il faut également arriver à distinguer des attributs pertinents et non pertinents. On dit qu'un attribut est pertinent si le fait de l'ignorer peut changer les résultats, et non pertinent si le fait de l'ignorer ne change pas les conclusions. Cette distinction n'est pas une tâche anodine. En effet, l'omission de certains attributs importants peut conduire à des estimations biaisées car les modèles d'estimations dépendent fortement des différents attributs inclus dans l'expérience de choix. Concernant le nombre d'attributs à choisir, là encore il n'existe pas de « règles », si ce n'est que des recommandations à ne pas dépasser huit attributs. Néanmoins, il faut éviter des problèmes de causalité et de dépendance entre les attributs choisis pour ne pas biaiser les estimations (Blamey et al., 2002).

Concernant les niveaux des attributs, ils doivent être choisis de manière à être plausibles, mesurables et permettant aux personnes interrogées de faire des arbitrages entre les différents attributs (Ryan, 1999a). Le nombre de niveaux dans une expérience de choix impacte également la significativité de l'attribut. Cela signifie que l'augmentation du nombre de niveaux d'un attribut, sans toucher aux extrémités de l'intervalle, peut mener à une augmentation relative de son importance (poids) (Ratcliffe et Longworth, 2002). Une alternative pour équilibrer le poids entre les différents attributs est de choisir le même nombre de niveaux pour tous ces attributs (Curry, 1997). Cette règle est souvent difficile à satisfaire, en revanche, notamment pour les expériences incluant l'attribut monétaire (coût) qui nécessite un nombre plus élevé de niveaux par rapport aux autres attributs. Cet attribut est généralement utilisé pour l'estimation du CAP.

Dans le cadre de notre expérience de choix, nous avons choisi au total sept attributs, chacun se compose de trois niveaux. Ce qui remplit les recommandations de la littérature en termes du nombre d'attributs et de niveaux. Ils se répartissent entre trois composantes : Les conditions de pêche, l'accessibilité des sites et les résultats écologiques futurs sur les stocks des populations de l'alose sur une période de 10 ans. Le choix de ces attributs a bénéficié des expériences de choix menées au cours des travaux antérieurs sur la régulation de la pêche récréative, des entretiens exploratoires effectués sur le terrain auprès des pêcheurs récréatifs et aussi des

échanges avec les gestionnaires des milieux aquatiques. L'ensemble des attributs sont présentés ci-après.

2.2.1. Les conditions de pêche

La limitation des captures reste sans doute la mesure la plus couramment utilisée dans la régulation de la pêche à la ligne (Askey, 2015, voir premier chapitre). Cependant, cette mesure n'est pas appliquée pour le cas de l'alose. Pour cette raison nous l'avons choisi comme mesure de régulation biologique à étudier. A côté de celle-ci, et à la différence des travaux existants, notre étude veut tester comme alternative à l'interdiction de la pêche, la mise en place d'un instrument monétaire comme mesure de régulation à comparer aux mesures biologiques. En outre, la présence des espèces d'intérêt sur les sites de pêche peut être considérée comme indicateur de la bonne santé écologique des cours d'eaux. Par conséquent, le nombre des autres espèces d'intérêt sur le site de pêche a été considéré comme un attribut important dans le cadre de la pêche récréative et il peut avoir un impact sur les choix des pêcheurs.

Dans cette catégorie, nous avons inclus trois attributs.

2.2.1.1. La limitation des captures pour une sortie journalière

Le nombre de poissons autorisés à capturer légalement par pêcheur et par jour. Il peut varier selon 3 niveaux différents.

Comme cette mesure n'est pas appliquée pour l'alose dans notre zone d'étude, il nous a semblé important de choisir les niveaux de cet attribut de sorte à donner une référence aux pêcheurs par rapport aux espèces existantes sur les sites. En effet, le nombre maximum de six aloses peut être comparé au nombre actuellement appliqué pour les autres espèces, en l'occurrence la truite. Pour réduire ce nombre maximum, nous avons choisi deux niveaux inférieurs : quatre et deux aloses. Cela dont l'objectif de réduire le nombre de poissons à capturer sans pour autant tomber dans une situation du *no-kill* obligatoire (niveau 0 poisson). En effet, les niveaux doivent être acceptables de manière à éviter les situations qui seront dominées ou évitées dans tous les choix. Ces niveaux ont été déjà appliqués dans d'autres études pour d'autres espèces. Les niveaux de cet attribut sont rapportés dans la figure 4.

Nombre de prises d'aloses autorisées /sortie	2	4	6

Figure 4 : Le nombre de prises d'aloses autorisées par sortie.

2.2.1.2. Le montant du « Timbre alose »

Il s'agit d'un permis de pêche spécifique à l'alose, payable en plus de la carte de pêche standard.

L'inclusion de cet attribut est une ambition de ce travail. En effet, le mécanisme monétaire a servi jusqu'à présent pour calculer les CAP des pêcheurs pour les attributs, dans les travaux antérieurs et non pas comme mesure de gestion. Actuellement, il existe en France un permis pour pêcher les autres poissons migrateurs (le saumon et la truite de mer), appelé timbre « migrateur ». Le montant de ce timbre en 2019 est de 50€. Pour fixer les niveaux de cet attribut, on s'est basé sur ces informations et étant donné que l'alose n'est pas aussi emblématique comme le saumon, le niveau maximum de cet attribut ne doit pas dépasser le montant du timbre « migrateurs ». Cet attribut peut varier selon 3 niveaux présentés sous forme d'intervalles, dont les niveaux sont rapportés dans la figure 5.

Montant du Timbre €/an	Entre 15€ et 20€	Entre 25€ et 30€	Entre 35€ et 40€

Figure 5 : Le timbre alose et ses niveaux.

2.2.1.3. Nombre d'espèces présentes sur les sites de pêche proposés

Il s'agit ici du nombre d'autres espèces d'intérêt (hors l'alose) accessibles et autorisées à être pêchées sur les mêmes sites. Il est possible d'y rencontrer une espèce, deux espèces ou trois espèces.

Cet attribut est important pour les pêcheurs, il représente une condition principale pour augmenter (ou baisser) l'attractivité d'un site de pêche. En effet, un site avec une variété de poissons est attrayant par rapport à un site avec moins de variété de poissons. Cette variété de poissons représente également un indicateur sur la santé écologique des sites de pêche. Plus un site contient diverses sortes de poissons, plus il est écologiquement « bon ». Dans cet attribut, on parle du nombre de poissons d'intérêt selon les pêcheurs, disponibles sur le site. La nature de ces espèces n'a pas été définie, laissant ainsi la possibilité aux pêcheurs d'imaginer les poissons qui les intéressent davantage. Le poisson d'intérêt peut varier d'un pêcheur à l'autre selon leurs préférences. Les niveaux de cet attribut sont rapportés dans la figure 6.

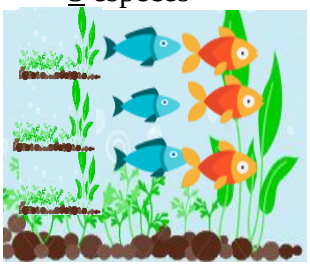
Nombre d'autres poissons d'intérêts présents sur le site	1 espèce	2 espèces	3 espèces 

Figure 6 : Les autres poissons d'intérêts présents sur le site.

2.2.2. L'accessibilité des sites de pêche

L'accessibilité des sites de pêche représente également une composante importante pour les pêcheurs, elle peut influencer leurs choix par rapport aux sites à visiter. Cet attribut a fait l'objet des études antérieures sur les préférences des pêcheurs. Les aménagements sur les sites de pêche, la distance des sites par rapport aux axes routiers principaux, le nombre des autres pêcheurs sur les sites sont les principales caractéristiques pour étudier l'accessibilité des sites dans la littérature. Pour notre étude, nous avons choisi deux attributs pertinents pour le cas de l'alose :

2.2.2.1. La proportion des spots ouverts à la pêche

Il s'agit du nombre de frayères (ou spots) ouvertes au public pour pratiquer la pêche de l'alose dans l'ensemble des frayères existantes. Cette proportion peut varier selon trois niveaux.

Comme la pêche de cette espèce est souvent ouverte avant sa période de reproduction, il nous a semblé important de réduire la pression de la pêche sur les frayères, l'endroit de la reproduction des aloses. Cela revient à dire que la proportion des sites de pêche ouverte sera limitée. Par conséquent, cela peut avoir un impact sur l'expérience de pêche ainsi que sur la satisfaction des pêcheurs. Nous avons choisi une fermeture maximale de la moitié des sites, comme niveau le plus stricte de cet attribut. Cela reste en effet acceptable par rapport aux fermetures complètes (ce qui représente le moratoire de pêche, une mesure qu'on veut éviter pour le cas de l'alose feinte). Il peut aussi y avoir une ouverture de la totalité des sites. En plus de cela, nous avons rajouté un niveau intermédiaire entre les deux niveaux. Ce qui fait au total trois niveaux. Les niveaux de cet attribut sont rapportés dans la figure 7.

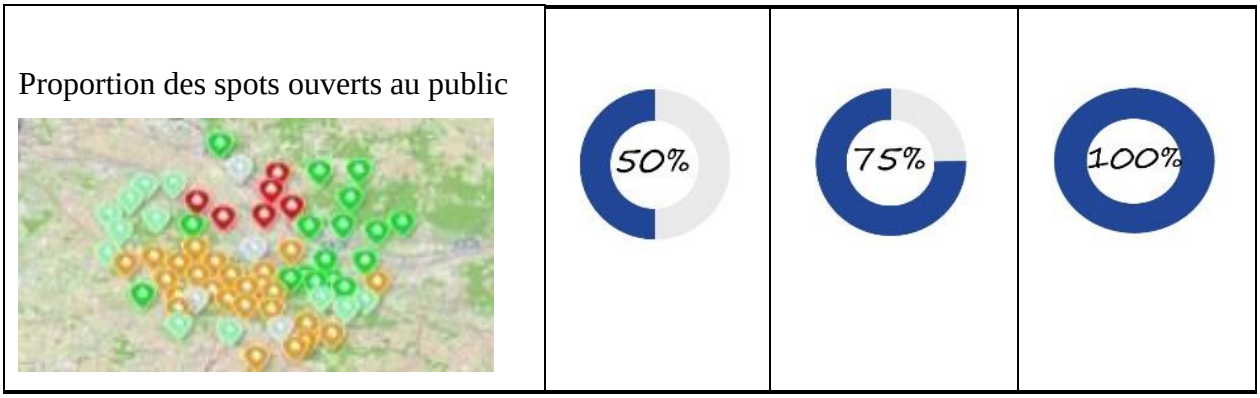


Figure 7 : Le nombre ou proportion des spots ouverts au public.

2.2.2.2. Distance entre le domicile et le spot le plus proche

Cet attribut peut varier également selon 3 niveaux.

La distance par rapport aux sites de pêche est un attribut qui revient souvent dans les travaux des préférences déclarées. Cette distance représente en effet le coût que les pêcheurs supportent directement au moment d'aller pêcher. Il peut servir également à calculer la valeur économique des autres attributs en calculant le CAP des pêcheurs à partir de son coefficient dans l'estimation économétrique. Elle peut influencer la décision des pêcheurs d'aller visiter un site de pêche au

lieu d'un autre. Le choix des niveaux de cet attribut s'est fait à l'aide des travaux antérieurs utilisant cet attribut à l'étranger ou en France. Aussi, à partir des enquêtes menées par les fédérations de pêche auprès de leurs adhérents. Nous avons choisi ces niveaux du point de vue du pêcheur moyen qui parcours en France 60km, selon les enquêtes des fédérations de pêche. A ce niveau s'ajoute deux autres niveaux, un niveau plus élevé pour les pêcheurs ayant des préférences plus extrêmes 80km et un niveau moins élevé pour ceux qui parcourent moins ou ayant des préférences en-dessous de la moyenne, 40km. Les niveaux de cet attribut sont rapportés dans la figure 8.

Distance entre lieu de résidence et le spot le plus proche			

Figure 8 : La distance entre lieu de résidence et le spot le plus proche.

2.2.3. Résultats écologiques dans 10 ans

Des attributs sur les résultats écologiques de ces mesures sur les stocks de l'alose doivent être également inclus dans l'expérience de choix. Cela dans l'optique de justifier le but de telles mesures auprès des pêcheurs. Pour cela, nous avons exprimé ces résultats écologiques en deux attributs tels que l'évolution des stocks de l'alose dans une perspective de dix ans et une échelle de certitude concernent cette évolution.

2.2.3.1. Situation des stocks dans 10 ans

Il s'agit de l'évolution des stocks d'aloses à l'échelle du bassin versant dans un délai de 10 ans. Cette durée représente deux cycles biologiques de l'alose (en moyenne un cycle biologique de l'alose dure cinq ans, de la naissance jusqu'à sa reproduction, Mennesson-Boisneau et al., 2000a, 2000b). Elle est définie selon 3 niveaux : Dégradation, Comme aujourd'hui et Amélioration. Ces niveaux sont rapportés dans la figure 9.

Evolution de l'état des stocks dans 10 ans	Niveaux		
	Dégradation	Comme aujourd'hui	Amélioration

Figure 9 : L'évolution de l'état des stocks de l'alose dans 10 ans.

2.2.3.2. Degré de certitude

Il s'agit du degré de certitude concernant l'évolution des stocks d'alose d'ici 10 ans. Il peut varier selon 3 niveaux.

Les niveaux de cet attribut ont été définis de sorte à être crédibles aux yeux des pêcheurs. Nous avons choisi dans ce sens un niveau maximum de 80% de certitude sur la possibilité du niveau de l'évolution des stocks. Un niveau minimum de certitude de 40% permet aussi de laisser un sentiment d'espoir concernant cette évolution. En fin, un niveau intermédiaire de 60% permettant ainsi de garder un intervalle de certitude avec la même différence entre les niveaux. En outre, la formulation de cet attribut peut influencer fortement les choix des répondants vis-à-vis de l'évolution des stocks. Les niveaux de cet attribut sont rapportés dans la figure 10.

Echelle de certitude	Niveaux		
	40%	60%	80%

Figure 10 : L'échelle de certitude concernant l'évolution des stocks.

Dans cette étude, nous avons fait le choix de ne pas inclure un attribut monétaire pour trois raisons. Premièrement, cela permet de réduire le nombre d'attribut et de prendre uniquement des attributs pertinents pour examiner les préférences des pêcheurs pour les mesures de régulation et notamment l'acceptabilité de l'instrument monétaire. Deuxièmement, cela permet aussi de réduire le risque que les enquêtés confondent l'instrument monétaire (comme mesure de régulation) par rapport à l'attribut monétaire. En fin, la distance utilisée ici est considérée comme un attribut monétaire (coût), permettant d'estimer le CAP, après quelques transformations.

La définition de ces différents attributs et leurs niveaux nous a ensuite permis d'établir un ensemble de scénarios décrivant des options de régulation de la pêche récréative ciblant l'alose.

Les participants à notre enquête ont été confrontés à une situation hypothétique décrivant les effets des mesures de gestion de la pêche à l'alose sur les trois composantes mentionnées plus haut. Plusieurs choix ont été ainsi présentés aux répondants, et ils étaient invités à voter pour leurs choix préférés.

2.3. Le scénario de référence : statu-quo versus *opt-out*

Dans le cadre des expériences de choix, l'inclusion d'une alternative supplémentaire fixe est couramment adoptée. Cette alternative supplémentaire est connue sous différentes formes : « statu-quo », « ni l'un ni l'autre », ou encore « faire autres choses ». L'intégration de telles alternatives dans l'ensemble de séries de choix évite d'avoir des choix forcés. En effet, l'omission de ces alternatives oblige les répondants à choisir entre des alternatives qui pourraient être sans-importance pour eux. Cela signifie, des alternatives avec des utilités négatives. Cette situation peut également entrainer un faible taux de participation de la part du public cible. L'intérêt d'une expérience de choix n'est pas seulement de modéliser les probabilités que les individus choisissent quelque chose mais aussi la probabilité qu'ils ne choisissent rien. Ce qui traduirait un élément important des comportements réels (Adamowicz et al., 1998). Si une alternative supplémentaire n'a pas été intégrée dans le processus de choix, une valeur non nulle est alors implicite dans la fonction de vraisemblance estimée pour les individus qui ne choisiraient pas l'une des deux alternatives proposées. Ce qui pourrait causer la violation des mesures fondamentales du bien-être des individus (Bateman et al., 2002). A contrario, l'inclusion d'une alternative fixe permet d'estimer la valeur associée au bien-être des individus au moment de choisir cette alternative supplémentaire, pas seulement la VBE entre les deux alternatives proposées.

Toutefois, l'inclusion d'une telle alternative pose des problèmes potentiels. Si l'individu estime que l'exercice est difficile cognitivement, il peut être amené à choisir l'option supplémentaire afin d'éviter simplement de faire des choix difficiles et non pas pour maximiser son utilité. Dans la littérature on constate que les individus ont tendance à choisir ce qui est leur familier même si cela peut leur procurer moins d'utilité (i. e. Salkeld et al., 2000). Néanmoins, dans le cadre des travaux en économie de l'environnement, il existe un consensus général pour intégrer une alternative supplémentaire à l'ensemble des choix lorsque cela semble être pertinent (i.e. Adamowicz et al., 1998). La quasi-totalité des travaux étudiant les préférences des pêcheurs pour les instruments de régulation ont intégré cette alternative supplémentaire dans leurs

expériences de choix. Cette alternative a été incluse notamment comme une option de non-choix (permettant aux pêcheurs de faire autres choses, ou visiter d'autres sites que ceux proposés) ou comme le statu-quo avec des niveaux définis qui représentent la situation actuelle des sites de pêche proposés (en termes de conditions de pêche). Au lieu d'inclure une alternative supplémentaire traduisant le statu-quo, il existe une autre possibilité consistant à sélectionner les attributs et leurs niveaux de manière à pouvoir estimer les alternatives hypothétiques et actuelles.

Dans le cadre de notre expérience de choix, nous avons fait le choix d'inclure une alternative supplémentaire traduisant le statu-quo. La particularité, c'est que notre statu-quo est considéré comme hypothétique. Il se traduit par une interdiction potentielle de la pêche ciblant l'alose. La définition de ce statu-quo, s'est basé notamment sur la trajectoire de la grande alose, qui a connu un déclin puis un moratoire de pêche depuis 2008 sur le bassin versant étudié. En effet, les deux espèces d'aloses (grande et feinte) ont les même caractéristiques écologiques et biologiques, à quelques différences près. L'hypothèse est donc si la situation ne change pas il se pourrait que les gestionnaires imposeraient un moratoire (une interdiction de pêche) pour l'alose feinte également. Or, c'est une situation pour laquelle nous essayons de trouver une alternative. Cette interdiction serait accompagnée d'une évolution des stocks au niveau actuel, dans une perspective de 10 ans avec une échelle de certitude à 100%. En effet, si l'interdiction est effective, permettant ainsi d'atténuer la pression de la pêche récréative sur les stocks, sans pour autant améliorer les stocks, à cause des autres facteurs qui pèsent sur les stocks (la pollution, le changement climatique, les obstacles à la migration…). Cette situation a été présentée aux participants sous forme de « l'option 3 » aux côtés des autres alternatives. La définition de cette alternative et ses niveaux choisis pour les différents attributs sont présents la figure 11.

	Attributs	Niveaux
Conditions de pêche	Montant du « Timbre Alose »	Interdiction de la pêche
	Nombre de captures autorisées (>30cm)	
	Autres poissons d'intérêts sur le site	
Accessibilité des sites de pêche	Distance au site de pêche le plus proche	
	Proportion de spots/ rivières ouverts au public	
Résultat écologique dans 10 ans	Evolution des stocks d'aloses à l'échelle du bassin versant	Comme aujourd'hui
	Echelle de certitude	100%

Figure 11 : : La définition du statu-quo (Option 3).

2.4. La génération d'un protocole de choix labellisé

2.5. Une expérience de choix labélisée pour la régulation de la pêche récréative

Opter pour une expérience de choix labélisée ou non-labélisée reste une question fondamentale lors de l'application de la méthode des expériences de choix (Blamey et al., 2000). Les deux types d'expériences de choix ont été adoptés dans la littérature. Par définition, une expérience de choix non-labélisé est une expérience dans laquelle l'intitulé ou le nom de chaque scénario est générique (par exemple, alternative 1, alternative 2, etc.) et la seule façon de différencier les scénarios est par les attributs et leurs niveaux (Hensher et al., 2005a). Les expériences de choix labélisées en revanche, traduisent des alternatives dans lesquelles le titre transmet des indications supplémentaires au-delà des attributs et leurs niveaux. Selon Hensher et al., (2005a), le label peut communiquer « *des informations concernant les qualités matérielles ou immatérielles des alternatives* ». Ce label fait souvent référence, dans les travaux de l'économie

de l'environnement, au nom des sites de loisir, la localisation et le type de l'instrument de régulation envisagé (Blamey et al., 2000). Selon les mêmes auteurs, l'inclusion d'un label, dans le cadre des choix des sites récréatifs, peut présenter des avantages particuliers, notamment pour représenter les différents types d'activités de loisirs et de ressources environnementales. Cependant, labéliser une expérience de choix peut avoir un impact néfaste sur la façon dont les répondants font leurs choix. Au lieu de faire des arbitrages entre les différents attributs et leurs niveaux, les répondants peuvent être amenés à comparer uniquement les labels des alternatives (Doherty et al., 2013).

Dans le cadre des travaux étudiant les préférences des pêcheurs pour la régulation de la pêche récréative, l'expérience de choix non-labélisée est dominante. Nous optons dans ce travail pour une expérience de choix labélisée. Les deux alternatives proposées, en comparaison au statu-quo, présentent des attributs identiques, à l'exception de l'instrument de régulation. La première alternative présente un instrument biologique et la deuxième alternative met en avant l'instrument monétaire. Ce qui signifie que les labels utilisés sont « la limitation des captures » et « timbre alose ». Cette stratégie nous permet de répondre à notre objectif, à savoir l'estimation des préférences des pêcheurs pour les deux types d'instruments en comparaison à l'interdiction de la pêche. En effet, la troisième alternative, le statu-quo, est labélisée ainsi « interdiction de la pêche ». Les différentes alternatives labélisées ont été présentées aux participants sous une forme générique « Option 1, Option 2 et Option 3 » pour atténuer l'effet du label sur les choix opérés. Cette stratégie nous a permis d'élaborer notre expérience de choix labélisée de manière « discrète ». Cela signifie que le fond de l'expérience est labélisé et la forme à première vue reste générique. Par conséquent, toute chose étant égale par ailleurs, le choix de l'option 1 signifie que le pêcheur a choisi la limitation des captures, le choix de l'option 2 signifie que le pêcheur a choisi le timbre alose et le choix de l'option 3 signifie que le pêcheur opte plutôt pour l'interdiction de la pêche.

2.6. Le processus de génération des choix

Il existe un nombre important de combinaisons possibles dans le cadre d'une expérience de choix, suivant le nombre d'attributs et leurs niveaux. Diverses méthodes peuvent être ainsi utilisées pour réduire ce nombre de combinaisons de choix à inclure dans l'expérience. L'objectif principal de ces méthodes est de réduire au minimum ce nombre de combinaisons tout en étant capable de déduire des utilités pour toutes les alternatives possibles. En d'autres

termes, rendre l'exercice simple aux participants et en même temps assurer une efficacité élevée du design pour extraire toutes les informations nécessaires sur les choix opérés. En outre, ce design est un moyen de manipuler les attributs et leurs niveaux pour permettre de tester rigoureusement certaines hypothèses de recherche (Louvière et al. 2000).

Pour notre expérience de choix, nous avons sept attributs avec chacun trois niveaux, considérés comme des variables discrètes, ce qui représente au total 2187 (3^7) combinaisons possibles avec un plan factoriel complet. Ce nombre peut être réduit avec l'utilisation de plans factoriels partiels (Louvière et al. 2000). Le plan factoriel partiel a pour objectif d'impliquer un sous-ensemble du plan factoriel complet, dans lequel les propriétés de ce dernier sont maintenues, de sorte que les hypothèses de recherche puissent être estimées aussi efficacement que possible. Cependant, ces plans partiels peuvent conduire à des pertes d'informations statistiques, qui peuvent parfois être importantes en égarant notamment certaines interactions importantes entre plusieurs attributs (Louvière et al. 2000).

Afin d'assurer une efficacité maximale de notre design, nous avons adopté pour un processus de génération factorielle partielle dans sa forme orthogonale, i.e. D-efficiency (Huber et Zwerina, 1996). Ce plan permet, entre autres, de réduire au minimum la multi-colinéarité entre les attributs et leurs niveaux. Il permet également aux différents niveaux de chaque attribut de varier indépendamment sur l'ensemble des choix.

L'application de ce plan factuel partiel diagonal, nous a ainsi permis de réduire le nombre de choix alternatifs à 36 scénarios[13]. Ces scénarios ont été répartis en 3 blocs de 6 expériences de choix chacun. Chaque expérience de choix est composée de deux options traduisant chacune une combinaison de conditions de pêche. A chaque fois, les deux options sont confrontées à une option de référence (statu-quo). Cette dernière option signifie que les pêcheurs préfèrent le recours à un moratoire (c'est-à-dire l'interdiction de la pêche à des fins de restauration des stocks). Un extrait du scénario hypothétique présenté aux participants ainsi qu'un exemple de l'expérience de choix sont détaillées respectivement dans l'encadré 1 et figure 12.

[13] La design a été généré à l'aide du logiciel Ngene (http://www.choice-metrics.com/features.html).

DES SCENARIOS DE GESTION DE L'ALOSE A EVALUER

Cette partie de l'enquête s'intéresse à vos préférences en matière de gestion de la pêche de loisir et récréative à l'alose feinte pour permettre à la fois le maintien de cette activité et la conservation de l'espèce.

L'alose feinte est une espèce qu'il est encore possible de pêcher et de consommer. Néanmoins, il s'agit d'un poisson migrateur dont les stocks ont connu une diminution ces dernières décennies. Par conséquent, il n'est pas à exclure que les gestionnaires peuvent être amenés à interdire la pratique de l'activité de manière temporaire ou pérenne. Pour éviter une telle situation, il est peut-être envisagé de recourir à des mesures de gestion.

Dans ce qui suit, nous allons vous présenter 6 situations de choix successives composées à chaque fois deux scénarios (« Option 1 » et « Option 2 ») décrivant les impacts des mesures de gestion de la pêche à l'alose sur les conditions de pêche, l'accessibilité des sites de pêche et les résultats écologiques attendues dans 10 ans. Il vous est demandé de choisir le scénario que vous préféreriez.

Dans le cas où aucune des deux options ne vous convient, vous pouvez opter pour le scénario « Option 3 ». Mais dans ce cas, cela revient à dire que vous préfériez le recours à un moratoire (c'est-à-dire l'interdiction de la pêche à des fins de la restauration des stocks).

Comment faire mon choix ?

Pour choisir une option parmi les trois proposées, le participant est invité à comparer attentivement tous les attributs composant chaque option. Attention, tous les scénarios sont différents par au moins un niveau des attributs.

Voir ci-dessous, un exemple d'expérience de choix.

Encadré 1 : Scénario hypothétique présenté aux enquêtés.

	Attributs	Option 1	Option 2	Option 3
Conditions de pêche	Montant du « Timbre Alose »		———	Interdiction de la pêche
	Nombre de captures autorisées (>30cm)	Illimité	**2aloses/pers/jour**	
	Autres poissons d'intérêts sur le site			
Accessibilité des sites de pêche	Distance au site de pêche le plus proche			
	Proportion de spots/ rivières ouverts au public			
Résultat écologique dans 10 ans	Evolution des stocks d'aloses **à l'échelle du bassin versant**	Dégradation	Amélioration	Comme aujourd'hui
	Echelle de certitude	80%	40%	100%
Vous votez				

Figure 12 : Exemple d'expérience de choix.

3. HETEROGENEITES DES PREFERENCES DANS LES MODELES DE CHOIX DISCRETS

La méthode des expériences de choix s'appuie sur la théorie économique de la valeur de Lancaster (Lancaster, 1966). Il s'agit d'une extension de la théorie néoclassique du consommateur selon laquelle " *goods possess, or give rise to, multiple characteristics in fixed proportions and that it is these characteristics, not goods themselves, on which the consumer's preferences are exercised"* (Lancaster 1966, pp 41). L'approche de Lancaster considère une unité de n'importe quel bien comme un ensemble donné d'attributs de caractéristiques et une combinaison de biens produira un vecteur de quantités de ces caractéristiques. Les préférences du consommateur sont donc définies sur des ensembles de caractéristiques et la demande de biens est une demande dérivée. L'approche de Lancaster est donc très compatible avec le traitement de la méthode des expériences de choix.

Par ailleurs, les fondements théoriques de la méthode des expériences de choix peuvent être assez complexes car ils combinent plusieurs théories économiques différentes. Cette méthode est basée notamment sur la théorie des choix probabilistes et sur la théorie de l'utilité aléatoire (Manski 1977, McFadden 1974). La théorie de l'utilité aléatoire permet au chercheur d'obtenir des préférences pour des biens multidimensionnels complexes, à partir desquels des modèles de préférences peuvent être estimés. Cette théorie suppose que les individus opèrent leurs choix de manière à maximiser leur utilité. En outre, leurs décisions sont influencées par des variables observables et non observables (McFadden, 1974). Selon la théorie des choix probabilistes, il existe une certaine incertitude autour des choix d'un individu que nous ne pouvons parfaitement pas prédire. Une caractéristique importante des modèles traitant de l'incertitude est que, au lieu d'identifier une alternative comme étant l'option choisie, ils attribuent à chaque alternative une probabilité d'être choisie.

Formellement, l'utilité U_{in} d'un individu *i* procurée du choix *n* est composée d'une partie déterministe V_{in} se composant d'un ensemble d'attributs intégrés dans l'expérience de choix et un terme d'erreur aléatoire e_{in} capturant ainsi des variables (facteurs) non observées et omises. Son utilité peut s'écrire de la façon suivante :

$$U_{in} = V_{in} + e_{in} \qquad \textbf{(II-1)}$$

Face à son choix, un individu préfère un scénario parmi d'autres si celui-ci lui procure un maximum de satisfaction. Autrement dit, les choix effectués entre les scénarios alternatifs seront une fonction de la probabilité que l'utilité associée à un scénario particulier soit plus élevée que celle associée aux autres scénarios. Cette probabilité reflète généralement l'utilité relative procurée par le scénario choisi (Bennett et Adamowicz, 2001). Elle peut s'écrire de la façon suivante :

$$P = p(U_{ni} > U_{nj}) \; \forall \; i \neq j \qquad \textbf{(II-2)}$$

Sous les hypothèses : i) la relation entre l'utilité et les attributs est linéaire dans les paramètres et ii) les termes d'erreur aléatoires sont indépendants et identiquement distribués suivant une distribution de Gumbel, la probabilité de choisir un scénario parmi d'autres (P) peut s'exprimer en fonction d'une distribution logistique (McFadden, 1974) :

$$P = \frac{exp(V_{ni})}{\sum V_{nj}} \; \forall \; i \neq j \quad \textbf{(II-3)}$$

Il existe de nombreux modèles qui peuvent être utilisés pour l'estimation des données issues de la méthode des expériences de choix (pour estimer l'équation 3). Le choix du modèle dépend de la conception du protocole, mais principalement aussi des hypothèses faites au regard du terme d'erreur (Train, 2002). Dans le cadre d'une approche d'expérience de choix, les préférences de l'individu pour un bien sont définies sur des ensembles de caractéristiques de ce bien et la demande de celui-ci est donc une demande dérivée. Le modèle de référence pour modéliser ces préférences est le modèle Logit (McFadden, 1974). Ce modèle a souvent été utilisé pour formaliser l'utilité aléatoire des individus vis-à-vis des biens étudiés. Il existe en revanche plusieurs formes de ce modèle (Greene, 2017). En outre, la méthode des expériences de choix permet de tenir compte de différents types d'hétérogénéité en utilisant des modèles économétriques appropriés. Les modèles mobilisés dans ce travail de recherche sont abordés dans cette partie, avec un focus sur les problèmes relatifs à l'hétérogénéité des préférences individuelles.

La forme standard est celle associée au Logit conditionnel qui pourrait être interprétée comme la distribution conditionnelle de la demande étant donné l'ensemble des choix possibles. Cette forme est communément appelée Logit multinomial (McFadden, 2001). Ce modèle permet également de prendre en compte à la fois les caractéristiques des individus et celles du bien

étudié. Cependant, cette forme de modèle repose sur de fortes hypothèses[14] (IIA, et IID des termes d'erreur) qui pourraient, une fois violées, conduire à des estimations biaisées (Bennett et Blamey 2001). Néanmoins, Louvière et al. (2000) précisent que même avec ces problèmes, ce modèle est toujours très utile et robuste. La violation de l'IIA peut être évitée par l'inclusion de variables d'interaction telles que les caractéristiques socio-démographiques des individus. Ces variables individuelles sont souvent considérées comme source d'hétérogénéité des choix opérés.

L'autre forme utilisée pour modéliser les choix est celle associé au modèle à coefficient aléatoire. Ce modèle est appelé également comme Logit mixte, l'appellation que nous utilisons dans la suite. Ce modèle présente certains avantages par rapport à d'autres modèles de choix discrets, car il fournit au chercheur des informations cruciales concernant l'interprétation de la partie non-observée de l'utilité. Il fournit également des estimations cohérentes même si les données présentent une hétérogénéité non-observée. Les fondements théoriques de ce modèle sont notamment donnés par Hensher et Greene (2002) et Train (2003). En outre, un élément crucial dans l'utilisation d'un tel modèle est l'hypothèse formulée concernant la distribution de chacun des paramètres aléatoires. Les formes fonctionnelles les plus populaires sont : la distribution normale et log-normale (Hensher et Greene, 2002).

Nous avons utilisé ces deux formes de distribution dans nos estimations, dont les avantages et limites sont détaillées dans le chapitre 4. Par ailleurs, McFadden et Train (2000) ont montré que tout modèle de maximisation d'utilité aléatoire (qui est à la base de la méthode des expériences de choix) peut être substitué par le modèle Logit mixte avec un choix approprié de variables et une distribution mixte des paramètres. Cependant, Train (2003) avertit que ce remplacement de modèle doit être effectué avec prudence car il peut réduire la précision des estimations. Dans le travail de Hensher et Greene (2002), on peut trouver une discussion complète sur le modèle Logit mixte avec de nombreux exemples. Ils reviennent notamment sur les questions-clés à prendre en compte pour spécifier, estimer et appliquer ce modèle[15].

Cependant, dans la plupart des processus de choix, une partie de cette hétérogénéité des préférences peut être expliquée par un autre type de variation, appelée hétérogénéité d'échelle (Louvière et al., 2000). Ce type de variation concerne notamment les différences dans le

[14] Notamment deux hypothèses : IIA : indépendance des alternatives non-pertinentes et IID : les termes d'erreur censés être indépendants et identiquement distribués. Ces deux hypothèses sont discutées dans le chapitre 4 lors des estimations de ce modèle.
[15] Pour une lecture plus approfondie sur ce modèle, voir Hensher et Greene (2002).

caractère aléatoire du comportement de choix des individus. En d'autres termes, permettre aux paramètres d'échelle de varier d'un individu à l'autre implique que les préférences de certains d'entre eux sont plus aléatoires que d'autres dans le processus de choix. C'est le cas notamment dans le cadre d'évaluation des sujets complexes, comme le cas de la biodiversité. Une alternative pour pallier ce problème est d'introduire un paramètre d'échelle dans la modélisation des données sur les préférences déclarées.

Par ailleurs, un ensemble de travaux empiriques ont montré que l'hétérogénéité des individus en termes de préférences et en termes d'échelle coexistent dans la plupart des cas et que leur importance peut varier en fonction du contexte de choix (Fiebig et al. 2010 ; Greene et Hensher, 2010 ; et Keane et Wasi, 2013). Pour capturer simultanément les deux types d'hétérogénéité, nous avons mobilisé le modèle Logit multinomial généralisé (G-MNL) développé par (Fiebig et al. 2010). Dans ce modèle, le vecteur β_i relatif aux paramètres à estimer, devient la moyenne des valeurs individuelles pour le coefficient des différents attributs. Cette description est centrale au modèle G-MNL et le différencie par rapport aux autres modèles modélisant l'hétérogénéité. Formellement, le vecteur β_i se présente de la façon suivante :

$$\beta_i = \sigma_i \beta + \{\gamma + \sigma_i(1-\gamma)\}\eta_i \qquad \textbf{(II-4)}$$

Il dépend d'un vecteur constant β, d'un paramètre d'échelle γ, d'un vecteur aléatoire η_i et d'un vecteur traduisant la déviation par rapport au β, spécifique à chaque individu appelé « *erreur idiosyncratique* » σ_i. Le paramètre d'échelle a pour but de capter les changements dans la moyenne et la variance de l'hétérogénéité non-observée des préférences en fonction de l'échelle. Plus ce paramètre augmente, plus les choix opérés sont expliqués par les attributs des alternatives. En d'autres termes, le poids des attributs est plus important que le poids des facteurs aléatoires. La valeur du paramètre γ est comprise entre 0 et 1 (Fiebig et al., 2010). Mais, d'autres travaux suggèrent qu'il n'y a pas de raisons pour que le paramètre γ soit compris entre ces deux valeurs, il peut prendre aussi des valeurs négatives ou supérieures à 1 (Keane et Wasi, 2012).

En outre, la modélisation d'un G-MNL nous permettrait d'isoler l'hétérogénéité des préférences par rapport aux attributs de l'étude. En effet, l'hétérogénéité relative aux paramètres d'échelle est révélée directement dans le modèle. Nous suivons la procédure de Fiebig et al., (2010) et nous fixons le paramètre γ à 0. Ce qui signifie que nous faisons d'emblée l'hypothèse qu'il existe une hétérogénéité des préférences en lien avec les paramètres d'échelle. En d'autres

termes, nous mobilisons un modèle G-MNL de type II. La modélisation de ce modèle est opérée à l'aide de la commande *gmnl* disponible sur STATA (Gu, et al., 2013). Les résultats de ces différents modèles sont détaillés dans les chapitres 3 et 4.

CHAPITRE 3 – LES PREOCCUPATIONS ENVIRONNEMENTALES COMME DETERMINANTS DES CHOIX DES INSTRUMENTS DE REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE D'UNE ESPECE EN DANGER ?

INTRODUCTION

Il est largement admis que l'adoption d'une mesure de régulation de la pêche récréative doit être biologiquement efficace, mais celle-ci doit également être acceptable socialement (Brousseau et Armstrong, 1987). Une double ambition qui est souvent difficile à satisfaire. En effet, l'optimalité économique d'une mesure de régulation des usages des ressources halieutiques se heurte aux hétérogénéités des pratiques des pêcheurs et à leurs motivations pour pratiquer cette activité en tant que loisirs. Les mesures de régulation qui obtiennent l'adhésion des pêcheurs devraient coïncider avec celles qui maximiseraient leur bien-être. Si les pêcheurs sont hétérogènes, une mesure uniforme ne permettrait pas d'induire une perte de bien-être pour certains d'entre eux. Comprendre les différentes sources hétérogénéités dans la pratique de la pêche de loisirs est également crucial pour s'assurer de l'efficacité écologique des mesures de conservation puisque, qui dit pêcheurs hétérogènes (en termes de pratiques, de compétences, d'efforts de pêche…) dit impact écologique différent sur les espèces à protéger (Johnston, Arlinghaus, et Dieckmann, 2010 ; Fenichel & Abbott, 2014).

La littérature économique sur la pêche récréative s'intéresse d'abord à l'hétérogénéité des préférences des pêcheurs pour expliquer la valeur récréative d'un site, ou d'une espèce, et en inférer les bénéfices attendus des actions de gestion ou de conservation (cf. Johnson et al.,2006 ; chapitre 1). Deux approches sont mobilisées pour appréhender cette hétérogénéité. Les méthodes basées sur les comportements observés, au travers la méthode des coûts de déplacement notamment (Curtis, 2002 ; Fleming et Cook, 2008 ; Ezzy, et al., 2012, pour des exemples) plus généralement, la méthode des préférences déclarées (voir notamment dans le chapitre 1, la méta-analyse de l'application de la méthode des expériences de choix).

De manière parallèle, une littérature empirique sur la dimension humaine de la gestion de la pêche récréative (Arlinghaus et al, 2019) a développé tout un ensemble de travaux qui traitent des dimensions sociales et psychologiques de la pêche récréative. Ces travaux ont mis en évidence différentes formes d'hétérogénéité des pratiques de la pêche récréative telles reflétées par les variables comme la technique de pêche, le site fréquenté, l'espèce cible, les motivations pour la pêche, le rapport à la consommation de ses prises, ou encore la localisation dans l'espace des pêcheurs (Kyle et al., 2007 ; Beardmore et al., 2011, Anderson et al., 2007, Arlinghaus, 2006). Cette approche sert à expliquer pourquoi certains pêcheurs ont accepté ou non tels types d'intervention, mais elle ne permet pas nécessairement de construire de nouveaux scénarios de gestion ou de conservation à mettre en place.

L'analyse des préférences des pêcheurs récréatifs a mis l'accent sur le rôle des variables sociodémographiques (l'âge, le revenu, ou encore le niveau d'éducation) comme principaux facteurs explicatifs de la variabilité de leur demande pour la gestion des sites naturels et les espèces qu'ils abritent. Or, progressivement les préférences en matière de pêche récréative ont évolué et sont à lier aux comportements et aux attitudes des pêcheurs vis-à-vis de la nature d'une manière générale, et vis-à-vis de l'espèce qu'ils ciblent en particulier (Curtis, 2018). Les préoccupations environnementales des pêcheurs sont sources d'hétérogénéité de préférences à l'égard des mesures de régulation de la pêche d'une espèce en danger en vue de sa conservation (Gallagher et al., 2015). En d'autres termes, du point de vue des pêcheurs, les espèces en danger peuvent avoir non seulement une valeur d'usage à des fins de consommation ou de loisirs immédiats ou futurs, mais aussi une valeur patrimoniale et valeur d'existence. Ainsi, ce chapitre part de l'hypothèse que les préoccupations environnementales des pêcheurs constituent une variable structurante de leur préférence vis-à-vis des actions de régulation de la pêche d'une espèce en danger.

Les théories psychosociales des attitudes environnementales que nous avons présentées dans le chapitre 2 distinguent deux formes de préoccupations environnementales. La première s'intéresse aux attitudes contextualisées qui renvoient aux comportements pro-environnementaux (qu'ils soient effectifs ou intentionnels). Dans le cadre de la pêche récréative, ces comportements peuvent être approchés par les techniques et les pratiques de pêche plus respectueuses des espèces cibles. La deuxième quant à elle cherche à construire les attitudes environnementales par le biais des valeurs environnementales des individus, en

s'appuyant sur leurs croyances en matière de rapports homme/nature, les problèmes qui se posent, et les types de solutions permettant de les résoudre.

Un des premiers objectifs de ce travail empirique est de pouvoir tester le rôle respectif de ces deux types d'attitudes environnementales pour expliquer les préférences des pêcheurs des deux fédérations de pêche (Gironde et Charente-Maritime) entre différents scénarios de régulation de la pêche récréative de l'alose, dont l'objectif est de restaurer le stock. Comme mentionnée précédemment dans le chapitre 2, cette analyse empirique basée sur un protocole d'expériences de choix confronte deux types de mesure de régulation des usages en lieu et place d'une interdiction de pêcher. La première mesure s'apparente du point de vue économique à un quota individuel de pêche : la limitation du nombre de captures par sortie. Cette mesure n'est pas encore appliquée à l'alose. Or, elle reste sans doute la plus couramment utilisée dans la régulation de la pêche à la ligne (Askey, 2015). La deuxième mesure est la régulation monétaire, en instaurant un droit d'accès à l'alose par l'acquittement d'un timbre migrateur, une mesure qui s'applique déjà à la pêche d'un autre migrateur en danger qui est le saumon.

L'analyse de l'impact sur les préférences d'un apport d'informations additionnelles, dans le cadre d'un processus d'évaluation par la méthode des préférences déclarées est une préoccupation permanente des recherches. Les méthodes des préférences déclarées s'appuient pour l'essentiel sur un protocole d'enquête permettant aux individus d'exprimer leur CAP. Dans ce cadre, l'évaluation économique des politiques environnementales s'appuie sur l'idée que les sujets abordent les scénarios hypothétiques qui leur sont proposés avec leurs connaissances antérieures ou leurs expériences. Si les individus sont mal informés sur les bénéfices procurés par la préservation de l'environnement, ils sous-estiment l'importance d'une telle politique et les bénéfices seront sous-évalués (Spash et Hanley, 1995). Fournir des informations environnementales aux enquêtés peut améliorer la fiabilité statistique de leurs réponses, surtout si les répondants ignorent les enjeux environnementaux impliqués (Blomquist et Whitehead, 1998). L'hypothèse sous-jacente de cette littérature est que l'information permet d'améliorer les connaissances des individus sur la problématique étudiée et les amener à faire des choix plus rationnels, un processus qui peut se manifester d'abord par une réduction de la variance des valeurs des CAP. Mais, ces informations peuvent également éveiller la sensibilité à la cause écologique des individus et se matérialiser par des CAP plus élevés pour la protection de l'environnement (Moynihan et Hawes, 2012 ; Schoenefeld et McCauley, 2016).

La conscience écologique évolue avec les connaissances mises à disposition des individus (Fransson & Garling, 1999). Ces dernières années, la sensibilisation environnementale a fait l'objet d'une attention croissante principalement en raison de la nécessité de promouvoir la conservation de la biodiversité (Rillig et al. 2015 ; Hossain et al., 2018). La sensibilisation par le biais des campagnes informationnelles et plus largement l'éducation à l'environnement est devenue ainsi un mode d'intervention publique en matière de conservation de la biodiversité (Van der Ploeg et al. 2011). Délivrer des informations écologiques n'est pas censée affecter non seulement les montants des CAP et leur précisions statistiques, mais aussi affecter les préférences (en tant que hiérarchie entre les enjeux) en matière de protection de l'environnement. C'est notamment l'enjeu de l'étude menée par Latinopoulos et al. (2018), pour l'évaluation de l'effet des campagnes de sensibilisation d'envergure sur les préférences du public entre différents programmes de lutte contre les plastiques.

A l'instar de Latinopoulos et al. (2018), notre intérêt dans ce chapitre va s'orienter sur l'analyse de l'impact de l'apport informationnel sur les préférences entre les scénarios de régulation de la pêche récréative et leurs caractéristiques. Nous avons utilisé la technique du test par échantillons séparés (*split-sample test*) : un premier sous-échantillon a répondu à un protocole d'expérience de choix (sans information), et un deuxième sous-échantillon a répondu à un protocole avec information.[16] Nous avons mené notre investigation empirique sur le rôle joué par les informations écologiques dans la formation des préférences en menant les analyses sur l'ensemble de notre échantillon formé de 1000 pêcheurs. Cette stratégie économétrique sera réitérée sur des pêcheurs déclarant cibler l'alose. En effet, nous avons repéré dans notre échantillon global que 313 pêcheurs ciblent spécifiquement l'espèce étudiée. Cette catégorie de pêcheurs est supposée disposer de connaissances plus précises sur les enjeux écologiques de l'espèce, mais ils sont également les premiers impactés par les scénarios de régulation dans leur usage. Comme pour l'échantillon global, la méthode de *split-sample* test a permis de disposer de deux sous-échantillons de pêcheurs d'alose (un sans informations et l'autre avec information).

La suite de ce chapitre va suivre le plan suivant. La section suivante décrit la base de données. La section 2 donne un ensemble d'informations sur les niveaux de connaissances et les attitudes environnementales des pêcheurs. La section 3 développe l'analyse économétrique des déterminants des préférences des pêcheurs. Elle a été organisée en trois étapes clées

[16] Le protocole mobilisé est présenté dans le chapitre 2.

(l'estimation d'un modèle Logit conditionnel, d'un modèle Logit conditionnel avec effets d'interactions, puis le modèle Logit mixte). La section 4 présente les différentes étapes d'investigation de l'impact de l'apport d'informations écologiques sur les préférences pour l'échantillon total. La section 5 quant à elle procède au test sur les pêcheurs d'alose.

1. LA BASE DE DONNEES

1.1. Une enquête en ligne appliquant la technique du *split-sample*

La technique de *split-sample* est une approche empirique permettant de vérifier des hypothèses de recherche. Dans la littérature sur l'évaluation économique, elle a été adoptée pour valider ou infirmer : i) l'efficacité des méthodes utilisées (notamment *cheap talk*) pour réduire le biais hypothétique associé aux méthodes de préférences déclarées (Tonsor et Shupp, 2011 ; Lusk, 2003) ; ii) la différence entre une expérience de choix générique et labellisée (Blamey et al., 2000) ; iii) ou encore l'impact des informations supplémentaires sur les préférences des enquêtés (Rambonilaza et Brahic, 2016 ; Latinopoulos et al., 2018). Cette méthode consiste à diviser la population enquêtée en deux sous-échantillons, un avec le traitement et un autre qui est neutre (sans traitement). Le traitement varie en fonction des hypothèses à tester. Elle permet de comparer les propriétés économétriques des deux sous-échantillons afin d'apprécier l'effet du traitement utilisé.

L'adoption de cette technique pour conduire cette première expérience de choix nous a permis d'avoir deux sous-échantillons de pêcheurs : le premier sous-échantillon devait recevoir des informations précises sur l'évolution des stocks de l'alose (cf., chapitre 2 pour le protocole précis), le deuxième sous-échantillon de pêcheurs quant à lui serait sans informations.

La procédure de collecte de données est une étape importante à considérer lors de la réalisation d'une expérience de choix. Il existe quatre méthodes principales de collecte de données (Bennett et Blamey 2001), telles que : des enquêtes en face-à-face, téléphoniques, postales et des enquêtes en ligne. Ces méthodes peuvent être combinées entre elles. Chaque méthode a ses avantages et ses inconvénients. Par sa capacité à collecter un grand nombre de données avec des coûts faibles et des délais de réalisation plus courts par rapport aux autres méthodes, la version en ligne des expériences de choix attire de plus en plus d'utilisateurs.

Nous avons opté pour une enquête en ligne en collaboration avec deux fédérations de pêche. Cela nous a permis de délivrer aux pêcheurs l'ensemble des informations présentées dans le chapitre 2 de manière attractive (avec des graphiques, des couleurs et photos). C'est l'un des avantages d'une enquête avec une interface web (Tonsor et Shupp, 2011).

Afin de respecter les clauses de confidentialité sur l'usage des données personnelles, l'envoi des questionnaires a été réalisé par les deux fédérations de pêche (Gironde et Charente-Maritime) avec qui nous avons travaillé, à leurs adhérents (ceux qui ont renseigné une adresse électronique). L'enquête a été présentée aux pêcheurs sous forme d'un « jeu concours » avec des lots à gagner.[17] Le règlement du jeu a été associé à l'enquête, pour ceux qui voulaient participer. Ce règlement est détaillé dans l'annexe 3.

La principale limite d'une enquête en ligne est le risque de cibler uniquement les jeunes pêcheurs, ou ceux ayant une certaine aisance avec l'utilisation d'internet. Il faut néanmoins souligner, que ce mode d'administration du questionnaire est usuel dans les travaux empiriques portant sur la régulation de la pêche récréative (voir le chapitre 1).

En définitive, sur les 2327 pêcheurs ayant reçu le mail d'invitation pour répondre à l'enquête par les fédérations, nous avons reçu 1000 questionnaires remplis entièrement. Ce qui correspond à un taux de réponses d'environ 43%. Ce taux est largement plus élevé que ce qui est observé dans la littérature. La revue par méta-analyse que nous avons mené dans le chapitre 1 pointait que le taux de réponses des enquêtes menées auprès des pêcheurs sont très variables : le taux le plus faible est de 12,7% (Beville et Kerr, 2009) et le taux le plus élevé est à 76% (Paulrud et Laitila, 2004). En France, l'étude récente menée par Ropars-Collet et Le Goffe (2020) affiche un taux de réponses d'environ 26%. La répartition des 1000 pêcheurs ayant pris part à notre enquête est détaillée dans le tableau 10.

Département	Gironde (33)	Charente-Maritime (17)	Total
Sous-échantillon avec information	223	284	507
Sous-échantillon sans information	227	266	493
Total par département	450	550	1000

Tableau 10 : La répartition de nos pêcheurs à la suite de la technique de *split-sample*.

[17] 6 lots, de 50€ chacun, ont été distribués dans chaque département lors d'un tirage au sort à la clôture de l'enquête

1.2. Propriétés statistiques de l'échantillon

La pêche récréative demeure en France une activité qui séduit davantage les hommes. Notre échantillon en est la preuve avec plus de 95% d'hommes sur 1000 participants. La population interrogée est plutôt jeune, contrairement aux stéréotypes souvent perçus selon lesquels, la pêche récréative est dominée par les vieilles générations et les retraités. En effet, plus de 63% des participants ont moins de 50 ans avec un âge moyen autour de 47 ans pour l'ensemble de l'échantillon. En outre, plus de 92% sont des actifs avec uniquement 5% de retraités. Les pêcheurs dépensent en moyenne 388€ par an pour pratiquer leur loisir. Cette somme n'inclut pas, bien entendu, le montant de la carte de pêche payé à la fédération de leur département de résidence. Les statistiques sur l'échantillon sont détaillées dans le tableau 11.

Variable		Proportion (%)
Genre	Homme	95,40
Age moyen		≈47 ans
Catégorie socio-professionnelle	Agriculteurs	5,40
	Artisans, commerçants, chefs d'entreprise	13,70
	Cadres et professions intellectuelles	4,60
	Professions intermédiaires	23,70
	Employés	13,70
	Ouvriers	27,10
	Retraités	5,30
	Etudiants	4,40
	Sans activité	2,10
Budget consacré à la pêche par an (hors la carte de pêche)	Moins de 100 €	17,50
	Entre 100 et 350 €	55,60
	Entre 350 et 700 €	18,70
	Plus de 700€	8,20
Budget moyen		388 €
Population		1000

Tableau 11 : Les caractéristiques socio-économiques des pêcheurs enquêtés.

1.3. Les données sur les choix opérés

1.3.1. La répartition des réponses entre les scénarios

Chaque pêcheur interrogé était confronté à six choix à faire entre trois alternatives. Avec 1000 participants, nous avons sur l'ensemble des données un total de 18000 réponses (1000 participants × 6 choix × 3 options). La distribution des réponses des pêcheurs entre les 3 alternatives est détaillée dans le tableau 12.

Scénario	Sous-échantillon sans information	Sous-échantillon avec information	Total
Option 1 : Timbre alose	429	525	954
Option 2 : limitation des captures	1 698	1 605	3303
Option 3 : Interdiction	831	912	1 743
Total	2 958	3 042	6 000

Tableau 12 : La fréquence des choix opérés entre les trois options.

A la lecture du tableau, nous constatons que l'option 2 (limitation des captures) domine les choix des pêcheurs, suivi de l'option 3 (interdiction) puis l'option 1 (timbre alose). Globalement, les choix ont changé entre les deux sous-échantillons (sans et avec informations). Les choix des pêcheurs pour le timbre alose et l'interdiction ont sensiblement augmenté avec l'introduction de l'information. En revanche, les choix pour la limitation des captures ont baissé avec l'information.

Concernant l'interdiction de la pêche, plus de la moitié (571) des pêcheurs de l'échantillon complet l'ont choisi au moins une fois au cours du processus de choix (281 dans le sous-échantillon sans informations et 290 dans le sous-échantillon avec informations). 154 participants choisissant systématiquement l'interdiction ont été identifiés sur l'échantillon complet. 92 pêcheurs appartenant au sous-échantillon avec informations et 67 pêcheurs dans le sous-échantillon sans informations. Ce décalage peut être dû à la différence entre les deux sous-échantillons en termes du nombre de participants.

1.3.2. Motivations du choix du scénario d'interdiction

Comme mentionné précédemment, le scénario d'interdiction a été choisi au moins une fois par environ 57% des pêcheurs. Nous nous sommes donc intéressés ici à la première réponse évoquée par les pêcheurs pour justifier leurs choix, parmi les propositions incluses. Le manque d'information est la raison la plus choisie par les répondants. Cette réponse se retrouve renforcée chez les pêcheurs ayant reçu de l'information, ce qui peut paraître contre-intuitif. Néanmoins, il faut préciser que l'information portait sur l'état des stocks d'alose et non sur les attributs des scénarios. En d'autres termes, certains pêcheurs ont été gênés par le manque d'information sur les différents attributs décrits par les scénarios pour certaines situations de choix. Ces derniers ont choisi d'opter par conséquent pour l'*opt-out*.

L'inefficacité des mesures proposées vient en deuxième position pour justifier les choix de l'interdiction. Certains évoquent également que « ce n'est pas aux pêcheurs de supporter tous les efforts de la préservation » et paradoxalement ces mêmes pêcheurs préfèrent choisir l'interdiction de la pêche ciblant cette espèce. D'autres ont évoqué que l'alose n'est pas une espèce vulnérable pour justifier leurs choix de l'interdiction et paradoxalement encore ici ces pêcheurs font partie de ceux qui ont reçu de l'information. Néanmoins, la proportion de ces pêcheurs reste faible dans l'échantillon complet comme dans le sous-échantillon avec informations. Toutes les réponses sont détaillées dans la figure 13. Le choix des scénarios d'interdiction peut partant paraitre ambigu, mais au regard du protocole mobilisé, ils ont joué pleinement leur rôle d'*opt-out*. En effet, tous les arguments évoqués précédemment semblent suggérer que les pêcheurs ne souhaitaient ni un scénario « timbre alose », ni un scénario « limitation des captures ».

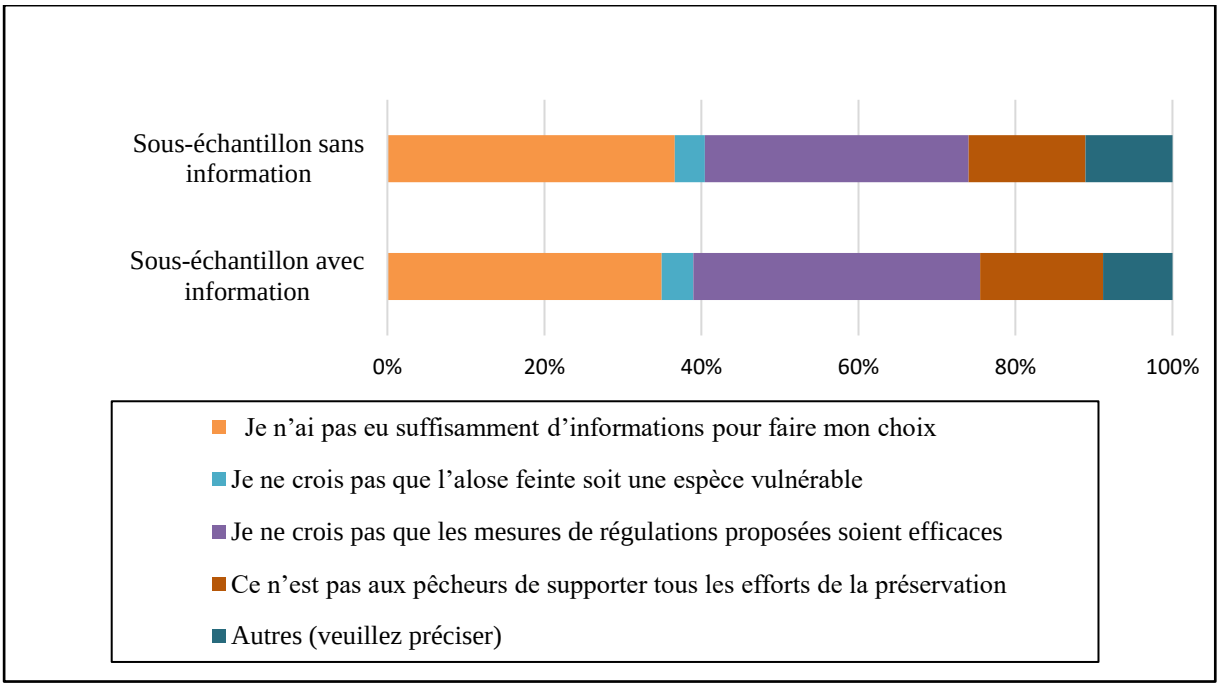


Figure 13 : les réponses des pêcheurs par rapport au choix de l'interdiction.
Nombre d'observation : 484 (235 pour le sous-échantillon sans information et 249 avec-information).

Par ailleurs, plusieurs pêcheurs ont justifié leurs choix par d'autres formes de réponses, regroupées dans la catégorie « autres ». Ces derniers montrent qu'ils ne connaissent pas ou peu l'alose et ils ciblent d'autres espèces. L'interdiction est donc pour eux un choix par défaut car leurs sorties de pêche ne seront pas impactées par l'interdiction de cette espèce, notamment pour les situations de choix qui peuvent poser des difficultés. Ceux connaissant l'enjeu de l'alose ont choisi l'interdiction de la pêche pour permettre à l'espèce de se reconstruire et certain d'entre eux ont choisi systématiquement l'interdiction comme dans tous les choix effectués.

1.3.3. Charge émotionnelle et difficulté de l'exercice

A l'issue des expériences de choix, nous avons demandé aux enquêtés d'exprimer leur degré de certitude vis-à-vis des choix qu'ils viennent d'opérer. Ce degré de certitude a été mesuré à l'aide d'une échelle de Likert à cinq niveaux, allant de « très certain » à « très incertain ». Cette question permet d'identifier des aberrations dans les réponses des répondants (Bennett et Blamey 2001). A la lecture des résultats détaillés dans la figure 14, nous constatons que plus de 29% de notre échantillon ont fait leurs choix de manière certaine (avec 7% de manière très certaine), 13% des pêcheurs ont choisi de manière « incertaine » et environ 7% de manière « très incertaine ». Enfin, plus de 44% de notre échantillon ont choisi de manière « ni certaine ni incertaine ». La charge émotionnelle des expériences de choix amène certains enquêtés à

déclarer à posteriori qu'ils n'étaient pas certains de leur choix. Toutes les réponses des pêcheurs sont détaillées dans la figure 14.

Une autre question de suivi porte sur la difficulté éprouvée à faire l'exercice de choix, et mobilise également l'échelle de Likert à cinq niveaux, allant de « très facile » à « très difficile ». Les résultats dans la figure 14 nous montrent qu'uniquement 10% de notre échantillon trouve l'exercice facile. Cependant, plus de 60% des pêcheurs ont trouvé l'expérience difficile (plus de 19 % l'ont trouvé très difficile). Presque 30% d'entre eux l'ont trouvé « ni facile ni difficile ». La difficulté de l'exercice du fait de la charge cognitive qu'elle implique est courante dans les enquêtes s'appuyant sur les protocoles d'expériences de choix. Pour autant cela ne veut pas dire que les enquêtés n'ont pas fait des choix exploitables pour les résultats économétriques. L'ensemble des réponses sont également détaillées dans la figure 14.

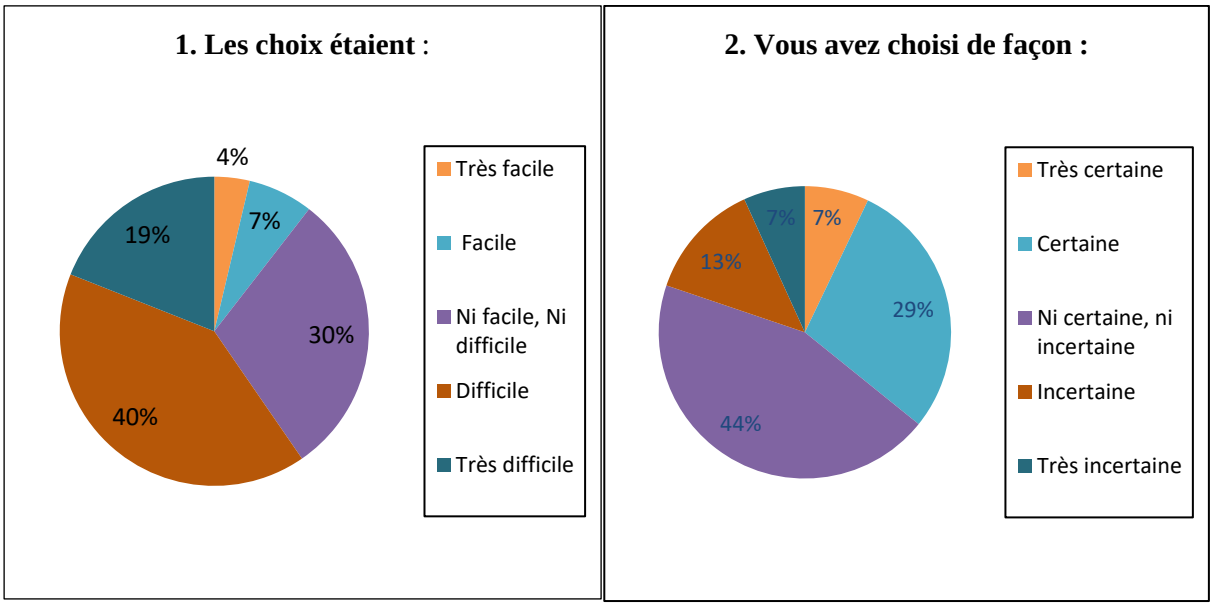


Figure 14 : La difficulté et la certitude dans les choix.
Nombre d'observation : 1000.

2. DES CONNAISSANCES AUX VALEURS ENVIRONNEMENTALES

Avant de conduire les analyses économétriques, nous voulons aborder, dans un premier temps, les rapports que les pêcheurs interrogés ont avec les poissons migrateurs et l'alose en particulier au travers de leur connaissance, ou encore de leur perception de la gestion de la pêche. Nous présentons ensuite leurs attitudes environnementales, telles reflétées par leurs pratiques, ou inférées et mesurées via leurs valeurs. Ces informations descriptives nous permettent de mieux contextualiser les choix des variables explicatives à introduire pour l'analyse économétrique, et enfin d'émettre des pistes d'interprétation des résultats obtenus.

2.1. Connaissances de l'alose et des poissons migrateurs

Au cours de l'enquête, le questionnaire a fait passer aux pêcheurs un premier test de connaissances sur les caractéristiques biologiques de l'alose, et cela sous forme de quiz (voir l'annexe 4). Les questions ont été notamment posées sur la répartition spatiale de l'alose dans les bassins versants en France, sa période de pêche et aussi sur sa fragilité vis-à-vis de la pratique de *no-kill*. Le tableau 13 résume la répartition des réponses des répondants aux différentes questions posées. La proportion des pêcheurs qui ont trouvé les bonnes réponses est de : 56 % pour l'aspect biologique de l'alose et 51 % pour le bassin le plus peuplé d'alose. Cette proportion baisse à 46% pour la période de pêche. Ainsi, environ la moitié seulement des pêcheurs interrogés disposent d'une connaissance concrète sur l'alose.

Variable		Proportion (%)
L'alose feinte possède des écailles régulières	Oui	56.80
	Non	11,60
	Je ne sais pas	31,60
Les aloses sont très présentes sans la Loire	Oui	51,00
	Non	21,60
	Je ne sais pas	27,40
La pêche à l'alose est souvent autorisée avant sa reproduction	Oui	46,40
	Non	27,00
	Je ne sais pas	26,60
Nombre d'observations		1000

Tableau 13: Le test de connaissances des pêcheurs sur l'alose.

Un autre test de connaissance servait à vérifier si les pêcheurs savaient reconnaitre visuellement les poissons migrateurs, parmi une liste d'espèces de poissons. Les résultats de ce test (Tableau 14) révèlent que 64% des pêcheurs ont pu reconnaître le saumon (un poisson emblématique de la pêche de la pêche à la ligne), mais seulement 33% d'entre eux ont pu reconnaître la grande alose, et 36% l'alose feinte (les deux espèces sont souvent confondues entre elles). Il en ressort de ce test que les poissons migrateurs restent globalement des espèces méconnues des pêcheurs récréatifs et de loisirs.

Variable		Proportion (%)
Reconnaitre le saumon parmi les poissons proposés	Oui	64,55
	Confondu	25,15
	Non	10,30
Reconnaitre la grande alose parmi les poissons proposés	Oui	33,10
	Confondu	29,4
	Non	37,50
Reconnaitre l'alose feinte parmi les poissons proposés	Oui	36,10
	Confondu	24,3
	Non	39,60
Population		1000

Tableau 14 : Le test de connaissance des pêcheurs sur les poissons migrateurs.

2.2. Pressions anthropiques et menaces sur les poissons migrateurs

Environ 40% des pêcheurs de notre échantillon ont déclaré cibler les poissons migrateurs durant leurs sorties de pêche. 70% d'entre eux ciblent l'alose feinte qui constitue ainsi l'espèce la plus recherchée. Le saumon, n'est ciblé en revanche que pour seulement 20% des pêcheurs aux poissons migrateurs. Cette faible attractivité du saumon en comparaison de l'alose peut d'abord s'expliquer par le prix à payer pour le saumon. Pour pouvoir pêcher le saumon, les pêcheurs doivent en effet s'acquitter d'une cotisation supplémentaire, « le timbre migrateurs ». Elle peut également s'expliquer par le fait que les sites de pêche au Saumon sont moins accessibles car souvent localisés en zone de montagne. A l'inverse, la pêche à l'alose est autorisée dans le cadre de la carte de pêche standard. En outre, les sites de pêche sont localisés sur les bords des rivières en plaine, à proximité des axes routiers (ponts, barrages). La répartition des pêcheurs selon le poisson migrateur cible est rapportée dans la figure 15.

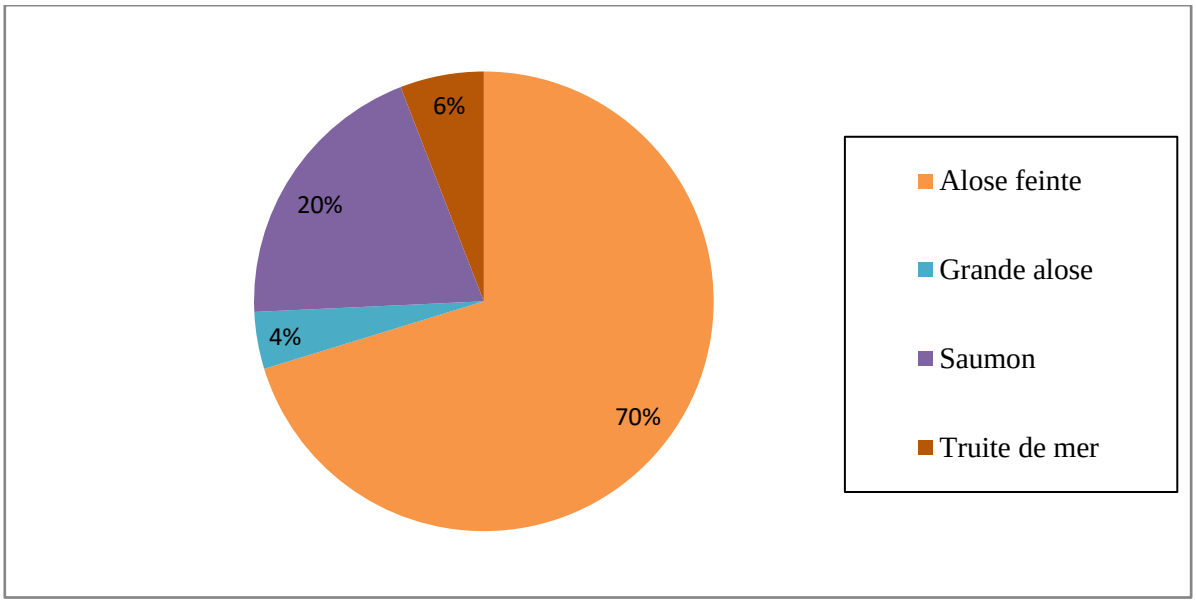


Figure 15 : La répartition des pêcheurs selon les poissons migrateurs cibles.
Nombre d'observations : 397.

Néanmoins, il faut souligner que la grande majorité (soit 80%) des pêcheurs a déjà entendu parler des problématiques relatives aux poissons migrateurs. Les pêcheurs considèrent la pêche illégale, la pollution de l'eau et les obstacles à la continuité des cours d'eau comme causes de l'effondrement de leurs stocks, avec respectivement 45%, 37% et 41% des réponses. L'effort de pêche excessif est évoqué loin derrière avec 13% des réponses. C'est également le cas du réchauffement climatique, qui ne récolte que 12% des réponses. La répartition des réponses des pêcheurs concernant ces menaces qui pèsent sur les poissons migrateurs est rapportée dans l'annexe 5.

2.3. Perceptions de la gestion et de la conservation des poissons migrateurs

Notre questionnaire a également accordé une attention particulière aux perceptions que les pêcheurs ont de la gestion et la conservation des poissons migrateurs. Nous avons reconstruit leurs perceptions à partir d'un ensemble d'énoncés décrivant l'état actuel de cette gestion, et en utilisant l'échelle de Likert. Les résultats recueillis montrent que nos pêcheurs constatent, d'une manière générale, que la réglementation actuelle de la pêche est devenue complexe et que le coût de l'activité est devenu trop coûteux. Aussi, la majorité des participants insistent sur le fait que les pêcheurs manquent d'informations, pas seulement vis-à-vis de la pratique de pêche mais aussi vis-à-vis des espèces et du milieu aquatique. Actuellement en France, pour devenir pêcheurs, il suffit de s'acquitter d'une cotisation pour pouvoir pratiquer la pêche, sans avoir à

suivre une formation sur les techniques, ni sur les milieux et espèces. Les pêcheurs considèrent également que les prises au cours des sorties de pêche sont devenues rares. Ce constat montre en effet la baisse des stocks des espèces. Les réponses des pêcheurs concernant l'accessibilité des sites restent un peu mitigées. Toutes les réponses des pêcheurs sont détaillées dans la figure 16.

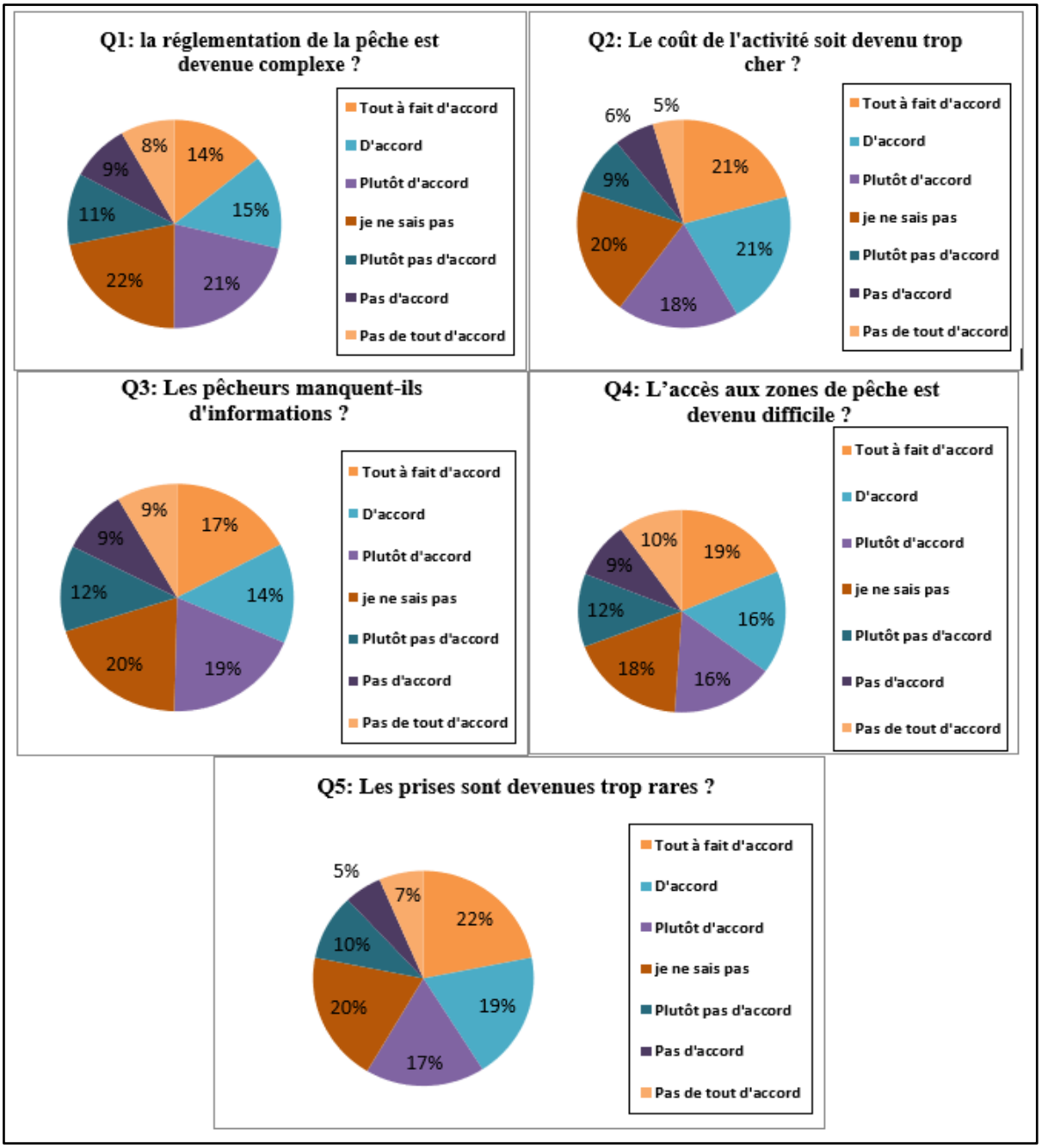


Figure 16 : Les réponses des pêcheurs aux questions à propos des contraintes imposées à la pêche.
Nombre d'observation : 1000.

Dans cette même partie de l'enquête, nous avons également récolté leurs avis à propos des différents types d'instruments permettant de mieux préserver les stocks de poissons. L'analyse des résultats montre que les pêcheurs sont fortement favorables à la mise en place d'une limitation journalière des captures et considèrent cet outil comme nécessaire pour limiter la pression sur les stocks. Ils demandent aussi de renforcer les campagnes d'informations afin d'améliorer leurs connaissances. Ce dernier résultat va dans le même sens que la réponse avancée auparavant par les mêmes pêcheurs concernant leur manque d'informations. Les pêcheurs considèrent également qu'une interdiction temporaire de la pêche pourrait être une solution efficace pour préserver les espèces. En revanche, leurs réponses concernant la généralisation de la remise à l'eau obligatoire des poissons capturés restent mitigées. Ces derniers souhaitent que cette action reste volontaire pour le moment. La répartition de leurs réponses concernant les actions visant à préserver les stocks des populations est détaillée dans la figure 17.

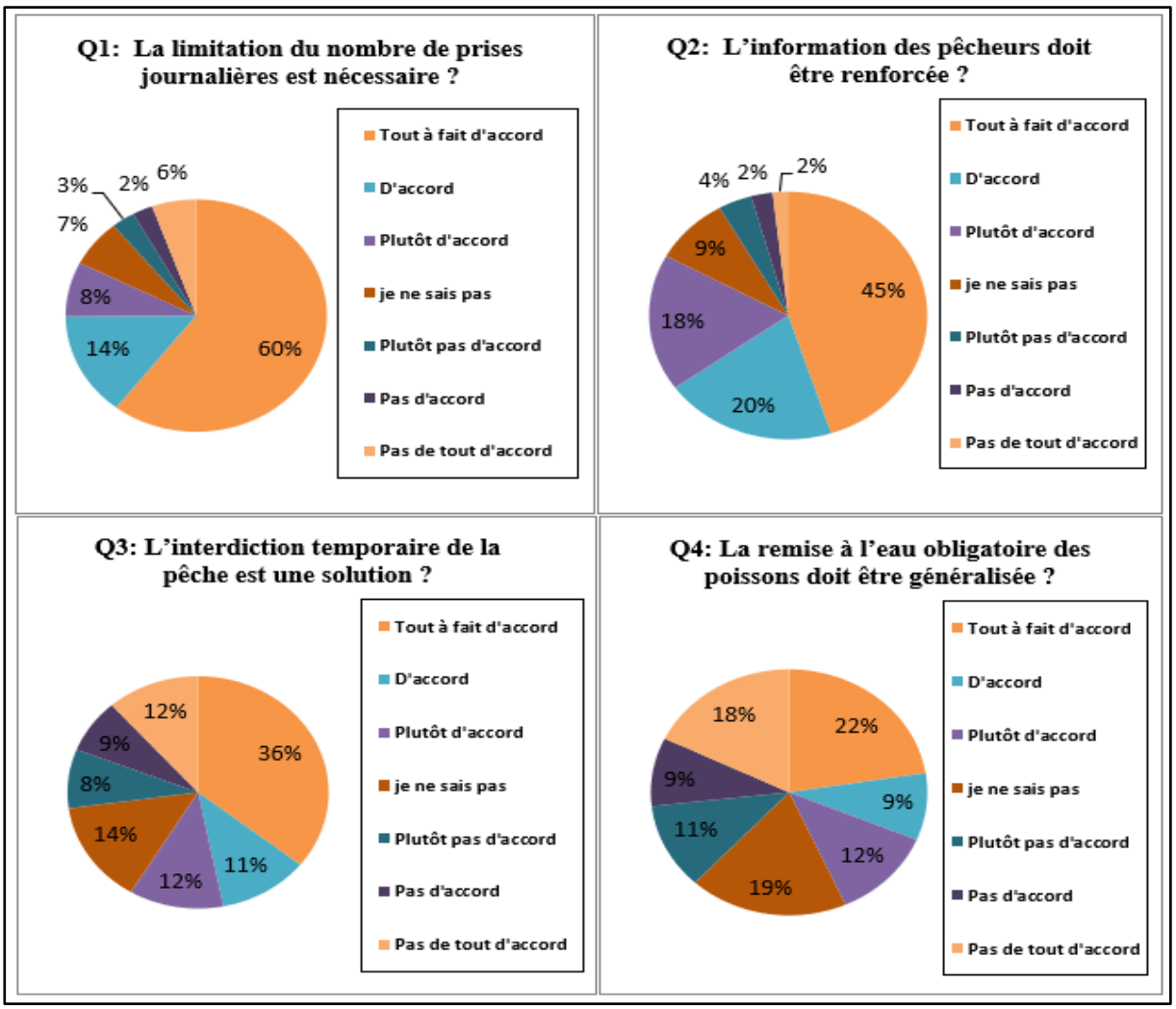


Figure 17: La répartition des réponses des pêcheurs aux questions à propos des actions visant à préserver les stocks des poissons.
Nombre d'observation : 1000.

2.4. Deux catégories de préoccupations environnementales

2.4.1. Les pratiques pro-environnementales

Comme nous l'avons mentionné en introduction de ce chapitre, la littérature distingue les préoccupations environnementales telles révélées par les attitudes spécifiques (ou les comportements pro-environnementaux, et les préoccupations environnementales globales telles mesurées au travers des valeurs environnementales. C'est pourquoi, nous avons essayé d'extraire d'abord ce qui peut relever de comportements pro-environnementaux, dans la pratique de la pêche récréative.

La pêche est souvent considérée comme une activité familiale transmise entre les générations. La majorité de nos pêcheurs enquêtés ont découvert cette activité par le biais d'un membre de leurs familles. Cela peut susciter un attachement fort à cette activité : comme un héritage familial. La plupart des enquêtés pratiquent la pêche de longues distances. C'est-à-dire, qu'ils sont prêts à aller pêcher dans d'autres régions et découvrir des sites plus lointains. En effet, plus de la moitié d'entre eux s'est dotée d'une carte interfédérale, leur permettant d'accéder à d'autres sites de pêche que ceux localisés dans leur fédération de résidence. Nos répondants sont plutôt des pêcheurs qui pratiquent la pêche de manière régulière, et cela depuis de nombreuses années. La majorité d'entre eux pratique en effet la pêche depuis plus de 20 ans avec une fréquentation de plus de 15 sorties par saison. En outre, la moitié d'entre eux se considèrent comme des experts ou avancés dans la technique de pêche et plus de 70% d'entre eux participent aux évènements liés à la pêche. Toutes ces statistiques sont résumées dans le tableau 15.

Variable		Proportion (%)
Type de carte de pêche en possession des pêcheurs.	Carte Majeure	38,80
	Carte Interfédérale	54,60
	Autres	6,60
Comment ils ont découvert la pêche ?	Par un (e) ami (e)	10,40
	Par un membre de votre famille	78,20
	Par hasard	6,00
	Autres	6,90
Depuis quand ils pratiquent la pêche ?	Depuis moins de 5 ans	8,30
	5-9 ans	7,30
	10- 19 ans	12,50
	20 ans et plus	71,90
Fréquence de pêche sur une année.	6 à 10 fois	11,50
	11 à 15 fois	15,50
	Plus de 15 fois	70,80
	Moins de 5 fois	2,20
Niveau d'expérience	Débutant	6,50
	Intermédiaire	43,50
	Avancé	44,00
	Expert	6,00
Population		1000

Tableau 15: Description des pratiques de la pêche en tant qu'activité de loisir familiale.

La première motivation de la pratique de la pêche, c'est d'abord pour être en contact avec la nature (69%). Seulement, 15% des pêcheurs interrogés évoquent le combat avec le poisson. En d'autres termes, l'expérience de la nature que la pêche permet supplante l'extraction de la ressource. Cela est confirmé par le fait qu'environ 69% des pêcheurs pratiquent le *no-kill* (31%) de manière systématique, et (38%) de manière régulière. Leurs réponses sont détallées dans le tableau 16.

Variable		Proportion (%)
Quelles sont leurs motivations pour pratiquer la pêche ?	Proximité de la nature	69,00
	Consommation d'un poisson pêché par soi-même	3,80
	Combat/Capture du poisson	15,20
	Détente	10,10
	Moment à partager en famille /entre amis	1,60
	Capturer un poisson trophée (poisson de grande taille)	0,30
Pratique de *no-kill*	Toujours	30,80
	Souvent	38,10
	Parfois	18,20
	Rarement	6,20
	Jamais	6,80

Tableau 16: Les réponses des pêcheurs concernant leur première motivation pour pratiquer la pêche et leur pratique de *no-kill*.
Nombre d'observations : 1000.

Afin d'augmenter la chance de survie des poissons relâchés, les pêcheurs enquêtés adoptent quelques bonnes pratiques qui ont été scientifiquement validées (notamment, Cooke et Suski (2005), pour le cas de l'Amérique du Nord. Ainsi, les pêcheurs, déclarent que minimiser le temps durant lequel le poisson est en dehors de l'eau reste la base pour cet objectif (avec plus de 69% des réponses). En revanche, ils semblent réticents à opter pour l'écrasement des ardillons des hameçons, qui entrainent dans la plupart des cas des blessures importantes pour le poisson. En outre, minimiser le temps du combat avec le poisson reste encore une pratique marginale (15% seulement des répondants déclarent l'avoir adopté). Cela peut être expliqué par le fait que le combat représente le premier contact avec le poisson et la satisfaction que procure une prise. Aussi, même si les prises ne constituent pas les principales motivations d'une sortie de pêche (en tant qu'activité récréative), le temps de combat avec le poisson reste important, car il reste encore l'action emblématique d'une sortie de pêche. La répartition des réponses des pêcheurs concernant ces bonnes pratique de *no-kill* est rapportée dans le tableau 17.

Variable		Proportion (%)
Actions adoptées pour la survie du poisson relâché	Minimiser le temps du combat	15,90
	Minimiser le temps durant lequel le poisson est en dehors de l'eau	69,70
	Ecraser les ardillons	11,00
	Se mouiller les mains avant de toucher le poisson	2,60
	Ne pas le poser par terre	0,80

Tableau 17: Les réponses des pêcheurs concernant les bonnes pratiques de *no-kill*.
Nombre d'observations : 1000.

2.4.2. Deux types de valeurs pro-environnementales

Comme nous l'avons posé dans le chapitre 2, la mesure des préoccupations environnementales globales, s'est opérée par le biais de l'Inventaire d'Attitudes Environnementales (EAI) dans sa version brève à 24 items proposé par Milfont et Duckitt (2010) dont la version en langue française a été validée par Moussaoui et al. (2016). L'EAI mesure 12 facettes des attitudes environnementales telles que conçues par la littérature en psychologie environnementale. Ces douze facettes sont organisées en deux dimensions : préservation et utilisation. La préservation renvoie à 12 items qui sont construits autour de croyances plutôt pro-environnementales, quand l'utilisation renvoie à 12 autres items formulés dans le sens de l'exploitation des actifs et

ressources naturelles pour le bien-être humain. Pour chaque item, le répondant doit se positionner sur une échelle de Likert en 7 points (« 1 » pour « totalement en désaccord » à « 7 » pour « totalement en accord »). Pour faciliter l'analyse, les scores des items (qu'ils soient préservation ou utilisation) formulés dans le sens négatif ont été renversés, (identifié par le signe R dans la dernière colonne du tableau 18). En effet, un score élevé pour un item « préservation – *positif* » signifie que l'échelle est d'emblée pro-environnementale (Milfont et Duckitt, 2010), dans le sens où la formulation accorde plus d'importance à la préservation de l'environnement avec une perspective plutôt éco-centrée. En revanche, un score plus élevé pour un item « *négatif* » signifie au départ que l'échelle accorde moins d'importance à la préservation ou à l'utilisation, mais à l'issue de l'inversion des scores pour ces items, un score élevé signifie que l'échelle exprime également une attitude soit pro-environnement, soit pro-utilisation.

L'analyse des scores présentée dans le tableau 18 montre d'abord que la valeur moyenne des coefficients de corrélation inter-item se situe entre 0,08 et 0,41 (inférieure à 0,5). Nous avons calculé également les coefficients Alpha de Cronbach pour lesquels chacun des items est retiré. Les valeurs de ces alphas se situent aux alentours de 0,7, avec une valeur totale de 0,73. Ces valeurs peuvent apparaître plus faibles que celles mobilisées habituellement pour les échelles de Likert (le seuil de 0,8). Mais elles ne sont pas inédites, au regard des résultats obtenus par Milfont et Duckit (2010) notamment. Les deux statistiques de tests (alpha de Cronbach et coefficient de corrélation inter-item) indiquent une bonne consistance interne et une homogénéité des échelles mobilisées. Ces échelles traduisent les mêmes construits psychologiques que nous cherchons à mesurer à savoir – les valeurs pro-environnementales des individus.

Item	1*	2*	3*	4*	5*	6*	7*	Valeur moyenne de la corrélation inter-item	Alpha de Cronbach	Dimension	Signe
J'aime vraiment les excursions à la campagne, par exemple en forêt ou dans les champs	5	12	3	10	106	180	684	0,238	0,724	P	
Je trouve que passer du temps dans la nature est ennuyeux	8	4	2	4	20	134	828	0,267	0,722	P	R
Le gouvernement devrait contrôler le débit d'utilisation des matières premières pour s'assurer qu'elles durent le plus longtemps possible	41	34	22	131	148	180	444	0,228	0,725	P	
Je suis opposé à l'idée du contrôle et de la régulation de l'utilisation des matières premières par les gouvernements dans le but de les faire durer plus longtemps	98	53	83	191	96	156	323	0,241	0,724	P	R
J'aimerais rejoindre et participer activement à un groupe écologiste	232	112	131	311	106	40	68	0,195	0,727	P	
Je ne suis pas du genre à m'impliquer dans une organisation environnementale	126	105	124	273	117	133	158	0,218	0,725	P	R
Une des raisons les plus importantes de garder les lacs et rivières propres est de permettre aux personnes de bénéficier d'endroits destinés aux sports nautiques	305	131	156	92	96	68	152	0,195	0,727	U	
Nous devons garder les lacs et les rivières propres pour protéger l'environnement, et non pour permettre aux gens de profiter des sports nautiques	596	143	99	51	41	21	49	0,218	0,725	U	R
La science moderne ne sera pas capable de résoudre nos problèmes environnementaux	207	119	183	197	115	96	83	0,078	0,735	U	R
La science moderne résoudra nos problèmes environnementaux	166	136	155	238	176	52	77	0,198	0,727	U	
Les êtres humains exploitent trop l'environnement	14	23	11	30	159	211	552	0,406	0,712	P	
Je ne crois pas que l'environnement a été trop exploité par les êtres humains	53	30	49	49	103	236	480	0,381	0,714	P	R

Je préfère un jardin sauvage et naturel à un jardin soigné et bien ordonné	254	147	203	130	135	73	58	0,331	0,717	U	
Je préfère de loin un jardin qui est bien entretenu et soigné à un jardin naturel et sauvage	196	182	172	136	149	78	87	0,344	0,716	U	R
Je ne suis pas le genre de personne qui fait des efforts pour économiser les ressources naturelles	18	21	24	40	116	310	471	0,374	0,714	P	R
Autant que possible, j'essaie d'économiser les ressources naturelles	19	11	12	31	132	295	500	0,373	0,714	P	
L'être humain a été créé ou a évolué pour dominer le reste de la nature	371	139	180	122	81	46	61	0,312	0,719	U	
Je ne crois pas que les êtres humains ont été créés ou ont évolué dans le but de dominer le reste de la nature	393	194	118	122	58	60	55	0,271	0,722	U	R
Protéger l'emploi des gens est plus important que protéger l'environnement	248	237	211	180	71	26	27	0,411	0,711	U	
Protéger l'environnement est plus important que protéger l'emploi des gens	267	150	246	184	95	39	19	0,385	0,713	U	R
Ça me rend triste de voir les forêts détruites pour l'agriculture	7	29	7	74	164	227	492	0,411	0,711	P	
Ça ne me rend pas triste de voir les milieux naturels détruits	150	57	46	48	51	165	483	0,227	0,725	P	R
On devrait encourager les familles à limiter leur nombre d'enfants	227	95	114	264	115	65	120	0,123	0,732	P	
Un couple marié devrait pouvoir avoir autant d'enfants qu'il le souhaite, du moment qu'il peut subvenir correctement à leurs besoins	304	132	151	168	93	58	94	0,091	0,734	P	R
Test scale										0,730	

Tableau 18: Les 24 items utilisés pour mesurer les attitudes générales des pêcheurs à l'égard de l'environnement.

Notes : * : 1 signifie « pas de tout d'accord », 2 signifie « plutôt pas d'accord », 3 signifie « pas d'accord », 4 signifie « ni d'accord, ni pas d'accord », 5 signifie « plutôt d'accord », 6 signifie « d'accord » et 7 signifie « tout à fait d'accord ». « R » : score renversé. « P » : préservation. « U » : utilisation. Nombre d'observations 1000.

Pour la suite de l'analyse, nous avons calculé le score global obtenu avec les 24 échelles de Likert. La valeur moyenne de ce score est de 4,3/7. Ce qui indique que dans l'ensemble nos répondants sont pro-environnementaux. En revanche, quand nous faisons la distinction entre les échelles reflétant la dimension dite « préservation » et les échelles reflétant la dimension dite « utilisation », pour calculer des scores moyens, il apparaît que la valeur moyenne du score moyen de la dimension « utilisation » est largement plus faible (3.02/7), en comparaison de celle obtenue pour la dimension « préservation » (5,23/7). En d'autres termes, les pêcheurs restent modérément pro-utilisation, et largement pro-environnement, ce qui est cohérent. Ce résultat confirme par ailleurs, la nécessité de la distinction théorique et empirique à opérer entre ces deux dimensions (la préservation et l'utilisation), et notamment l'hypothèse d'indépendance entre celles-ci telle posée et défendue par Milfont et Duckitt (2010). Pour notre analyse économétrique, nous allons retenir comme « pêcheur pro-environnemental » (car tournée vers la conservation plutôt qu'un usage raisonné des ressources naturelles), les pêcheurs pour lesquels le score moyen associé à la dimension « préservation » de l'EAI est supérieur à 4. 96% des pêcheurs interrogés ont un score supérieur à 4 pour la dimension « préservation » (49% pour le sous-échantillon avec information et 47% sans information). Les valeurs moyennes pour les scores moyens et celle du score global sont rapportées dans le tableau 19.

	Utilisation	Préservation
Valeur moyenne du score par dimension	3,02	5,23
Valeur moyenne du score total	4,31	

Tableau 19 : Les valeurs moyennes des scores pour l'ensemble de l'échantillon.

3. ANALYSES ECONOMETRIQUES DES DETERMINANTS DES PREFERENCES

3.1. Stratégie d'estimation économétrique

L'individu *i* fait face à un ensemble de choix constitué de 3 scénarios alternatifs pour lesquels deux d'entre eux $j, j=1,2$ proposent des mesures de régulation de usages, et le troisième décrivant le scénario de référence ($j=3$) interdit la pêche à l'alose. La forme effective de la fonction d'utilité $U_{ij/\,j=1,2}$ associée aux scénarios détaillant les mesures de régulation de la pêche à l'alose se présente alors comme suit :

$$U_i(j,n)_{j=1,2} = \beta_1 Timbre + \beta_2 Limite2 + \beta_3 Limite4 + \beta_4 Limite6 + \beta_5 Autrespoissons + \beta_6 Nombredespots + \beta_7 Distance + \beta_8 Degradation + \beta_9 Amelioration + \beta_{10} Certitude + \varepsilon_{ijn,j=1,2} \quad \textbf{(III-1)}$$

Nous posons que les enquêtés ne considèrent pas de manière différenciée les deux scénarios présentant des mesures compensatoires, ce qui amène à poser que $\alpha_{j,\,j=1,2} = 0$.

Pour le scénario de référence – interdire la pêche – est ici « une option de sortie ». Nous nous attendons par ailleurs à ce que les enquêtés abordent systématiquement ce scénario de manière différente des deux autres. Ce scénario correspond à une situation où l'ensemble des attributs prennent la valeur zéro, sauf pour l'échelle de certitude qui devrait prendre la valeur 3 (100%). Néanmoins, nous posons que l'utilité des individus pour ce troisième scénario qui est l'interdiction n'est pas influencée par cet attribut car dans les deux autres scénarios, l'échelle de certitude est inférieure à 100%. Cette formalisation permet de bien isoler l'effet du scénario de référence en tant « qu'une option de sortie », avec une constante spécifique différente de zéro. La fonction d'utilité associée à $j=3$ se présente alors comme suit :

$$U_{i,\,j=3} = \alpha_3 Opt3 + \varepsilon_{i3} \qquad \textbf{(III-2)}$$

La probabilité $\pi_i(j,n)$ que l'individu *i* choisisse le scénario *j* lors de l'expérience $n, n=1,...,6$ peut s'écrire comme suit :

$$\pi_i(j,n)_{n=1,..,6} = \Pr\left\{U_{ij}(j,n) \geq U_{il}(l,n);\ j \neq l, \forall j,l = 1,2,3\right\} \quad \textbf{(III-3)}$$

De manière plus précise, les attributs qui ont des propriétés de variable qualitative ont été transformés en effets codés. Ainsi, pour l'attribut « limitation des captures », nous avons créé trois variables correspondant aux différentes limites (2, 4, 6 poissons) avec comme référence zéro prise. Pour l'attribut « résultat écologique dans 10 ans », deux variables ont été créés : la première pour dégradation et la deuxième pour amélioration, la référence étant comme aujourd'hui.

Le modèle Logit conditionnel standard (McFadden, 1974) peut être utilisé pour estimer les valeurs des paramètres α_3 et $\beta_{k,k=1,,,10}$, en faisant l'hypothèse que les termes aléatoires ε_{ij} sont indépendants et identiquement distribués en suivant la loi de distribution de Gumbel. Pour conduire l'analyse économétrique des choix, nous avons choisi de procéder de manière progressive : en partant de la version la plus simple du modèle jusqu'à sa version la plus sophistiquée et complète le modèle Logit mixte. Cette démarche nous permet d'observer comment les différentes sources d'hétérogénéités des préférences interviennent.

3.2. Le modèle Logit conditionnel

3.2.1. L'influence des attributs sur le choix de régulation de la pêche récréative

L'estimation du modèle du sous-échantillon de référence (sans information) est détaillée dans le tableau 20. Nous avons estimé deux spécifications du modèle, une spécification avec la forme linéaire de la variable « distance » et une autre avec sa forme non-linéaire. Cette forme non-linéaire consiste à inclure dans le modèle l'inverse de la distance ($\frac{1}{Distance}$). Cette spécification est une technique courante dans la littéraire des prix hédonique (pour un exemple récent voir Lewis et Landry, 2017). Il est à noter également que le véritable coefficient de la distance avec cette spécification est bien l'inverse du coefficient de la régression.

Les résultats des estimations avec la forme linéaire sont présentés dans les colonnes 3 et 4 et ceux de la forme non-linéaire dans les colonnes 4 et 5 du tableau 20. La spécification non-linéaire (inverse de la distance) fournit une meilleure significativité aux modèles étant donné la valeur de log-vraisemblance qui est améliorée avec la spécification non-linéaire.

L’interprétation des résultats se fera en deux temps. Nous aborderons dans un premier temps, les résultats des estimations avec la forme linéaire de la distance puis nous apprécierons les changements en termes de significativité et de signes des coefficients estimés au moment de passage à la forme non-linéaire de la distance.

La lecture du tableau des résultats (colonne 2 et 3) montre que le coefficient associé à la constante spécifique « scénario d’interdiction=1 » est négatif et significatif. L’utilité associée au scénario d’interdiction est globalement plus faible, en comparaison des deux autres scénarios. Cela signifie que les pêcheurs ne souhaitent pas une interdiction de la pêche comme mesure de régulation pour restaurer les stocks d’alose. Néanmoins, si le coefficient devant l’attribut « timbre alose » en tant que mesure de régulation des pressions sur la ressource est significatif et négatif, ceux associés aux différents niveaux d’application d’une limitation des captures ne sont pas significatifs. Ainsi, même si globalement, un scénario de régulation basé sur un timbre est préféré à l’interdiction de la pêche, l’instauration d’un timbre alose est perçue comme un coût qui induirait une baisse de l’utilité (cette fois-ci en comparaison d’un scénario de régulation basé sur la limitation des captures pour lequel le montant du timbre est à zéro). En outre, cette perte d’utilité est fonction croissante du montant du timbre. A l’inverse, l’instauration d’une limitation des captures ne semble pas nécessairement affecter cette utilité et cela quel que soit le niveau de la contrainte en matière du nombre de captures maximum qui sera imposée. Les pêcheurs ne font pas la différence entre « zéro capture » et « limitation de capture ». En outre, ils restent indifférents entre les trois niveaux de quotas.

Les scénarios de préservation proposés visent également des améliorations des conditions de pêche à travers trois autres attributs. Ainsi, l’augmentation du nombre d’« autres poissons d’intérêt » sur les sites de pêche semble affecter négativement l’utilité associée à un scénario de régulation sans interdiction. Or, la diversité des espèces de poissons observables sur un site de pêche donne une indication sur sa santé écologique. Ce résultat semble donc indiquer, que les pêcheurs privilégient la mise à disposition des sites de pêche plus spécialisés sur certains poissons, qu’un site de pêche « aquarium ». L’attribut « nombre de spots d’alose ouverts » aux pêcheurs n’est pas statistiquement significatif. Cela peut signifier que pour l’instant, les enquêtés ne voient pas cet attribut comme nécessairement discriminant pour l’évaluation des scénarios de régulation de la pêche à l’alose à des fins de conservation.

Variables explicatives	Sous-échantillon sans information			
	Forme linéaire de la distance		Forme non-linéaire de la distance	
	Coeff.	Erreur standard	Coeff.	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-0,6938 **	0,2647	-1,9244 **	0,2336
Timbre alose	-0,0558 ***	0,0029	-0,0559 ***	0,0028
Limite de 2 poissons	-0,1155	0,0707	-0,1191*	0,0720
Limite de 4 poissons	-0,0850	0,0541	-0,0911	0,0555
Limite de 6 poissons	0,0054	0,0580	0,0009	0,0568
Autres poisons d'intérêt	-0,2089 ***	0,0449	-0,2010 ***	0,0459
Nombre de spots ouverts	0,0016	0,0017	0,0017	0,0018
Distance (Inverse)[1]	---------	--------	-34,2584 ***	7,4813
Distance (linéaire)	0,0106 ***	0,0023	----------	--------
Dégradation des stocks	-0,1776 ***	0,0557	-0,1765 ***	0,0551
Amélioration des stocks	0,5448 ***	0,0504	0,5399 ***	0,0497
Echelle de certitude	0,0136 ***	0,0019	0,0139 ***	0,0019
Nombre de pêcheurs	493		493	
Nombre d'observations	8874		8874	
Log-vraisemblance	-2769		-2767	
AIC	5557		5557	
BIC	5636		5636	

Tableau 20: Les résultats du modèle Logit conditionnel pour le sous-échantillon sans information.
Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10% ;
1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,02918 (erreur standard = 0,0064) », cette transformation est basée sur la méthode Delta (*nlcom* sous stata).

Nous avons également un ensemble d'attributs décrivant les résultats attendus en matière de conservation dans 10 ans, au sein de chaque scénario de régulation. Un premier attribut renvoi d'abord au résultat écologique. Sans surprise, les deux variables indicatrices ont les effets attendus, l'« amélioration des stocks » affecte positivement l'utilité associée à un scénario de régulation, quand la dégradation des stocks impacte négativement cette utilité. On constate néanmoins que cet effet n'est pas symétrique. La perte associée à la dégradation des stocks est largement plus faible (coefficient de 0,18) en comparaison du gain engendré par une amélioration des stocks (un coefficient de 0,55). Le deuxième attribut relate l'« échelle de certitude » avec laquelle l'information sur les effets écologiques de la régulation doit être interprétée. Cet attribut est significatif, ce qui veut dire que les enquêtés ont bien pris en considération le niveau de certitude associé à chaque scénario d'évolution des stocks pour faire leur choix entre les scénarios. Ensuite, le coefficient est positif, ce qui veut dire que : plus

l'incertitude est limitée, plus l'utilité retirée d'un scénario est élevée. Ce qui est tout à fait logique.

L'éloignement des sites à travers l'attribut « distance » est quant à lui valorisé positivement. Il faut préciser que la plupart des pêcheurs de notre échantillon pratiquent la pêche de longue distance. Ce résultat semble indiquer que l'éloignement n'induit pas nécessairement une perte d'utilité, dans la mesure où les coûts de transport supportés peuvent être compensés par l'accès à des nouveaux sites de pêche. Il faut néanmoins préciser, que ce résultat reste contre-intuitif et en opposition avec ce qui est observé dans la littéraire concernant l'impact de la distance sur l'utilité des individus. C'est pour cette raison qu'il nous a semblé nécessaire de tester d'autres formes non-linéaires de cette variable « distance »[18] .

Les résultats de la deuxième estimation intégrant l'inverse de la distance comme mesure de cette variable (colonne 4 et 5) montrent des effets similaires à ceux observés avec la forme linéaire de la distance : un coefficient négatif et significativement différent de zéro au seuil de 5% pour la constante spécifique à l'interdiction, le coefficient associé au timbre alose est toujours significatif et négatif, le coefficient associé au nombre d'« autres poissons d'intérêt » sur les sites de pêche est également significatif et négatif. Le résultat est le même concernant l'évolution des stocks : un coefficient positif et significatif quand il s'agit d'une amélioration et négatif et significatif quand il s'agit d'une dégradation des stocks. En outre, le coefficient de l'« échelle de certitude » est significatif et positif. En outre, les coefficients non-significatifs dans la première estimation sont toujours non-significatifs dans la deuxième estimation, à l'exception de celui de la limitation des captures à deux poissons. Le coefficient de cette variable est devenu significatif et négatif[19]. Cela signifie que l'instauration d'une limitation de

[18]La forme quadratique de la distance a été également testée dans l'estimation pour voir s'il existe un seuil de distance parcourue par les pêcheurs, mais elle ne fonctionne pas (les coefficients associés aux deux attributs sont devenus non significatifs). Les résultats de ce modèle avec la forme quadratique de la distance sont présents dans l'annexe 6.

[19]L'instauration d'une limitation des captures d'alose à deux poissons semble affecter positivement l'utilité d'un scénario de gestion. Pour autant, les autres niveaux pour l'attribut « limite des captures » ne sont pas significatifs. Comme ces trois niveaux ont été introduits dans la régression économétrique en *effets codés*, ils devraient être conjointement significatifs. Le test de Wald donne une statistique de Khi-2 (3) de 4.26 (p= 0.23), et nous indique que les résultats des estimations pour ces trois attributs restent compatibles avec l'hypothèse de nullité de leurs coefficients au seuil de 10%.

captures à deux poissons impacte négativement l'utilité des pêcheurs. Cela peut être expliqué par le fait que cette limite à deux poissons est très contraignante pour les pêcheurs.

Par ailleurs, le coefficient de la distance est toujours significatif mais devenu négatif avec cette deuxième estimation. Ce résultat signifie que la distance impacte négativement l'utilité des pêcheurs. Ce résultat est en accord avec la littérature et par rapport aux autres travaux empiriques dans le domaine de la pêche récréative. L'intégration de l'inverse de la distance a permis d'apprécier le signe attendu pour cette variable. Un effet négatif de l'inverse de la distance signifie que dans l'ensemble l'augmentation de la distance a un effet négatif sur l'utilité d'un scénario, mais cette désutilité est une fonction décroissante de l'éloignement des sites de pêche. Pour la suite des estimations, nous conserverons par conséquent l'inverse de la distance comme mesure pour cette variable.

3.2.2. L'estimation d'un modèle Logit conditionnel tenant compte des caractéristiques des pêcheurs

L'estimation présentée dans la section précédente suppose que les préférences pour les différents attributs seraient identiques pour l'ensemble de l'échantillon. Or, dans le cas précis de la pêche récréative, une telle hypothèse est souvent difficile à satisfaire. En effet, les pêcheurs sont souvent très hétérogènes, entre autres, dans leurs pratiques, leurs motivations pour la pêche. Par ailleurs, ce chapitre devrait s'intéresser plus spécifiquement à l'hétérogénéité des préférences selon les préoccupations environnementales des pêcheurs. Pour tenir compte de ces différents aspects, nous avons introduit certaines caractéristiques propres aux pêcheurs comme facteurs explicatifs de leurs choix entre les différents scénarios proposés, étant donné les niveaux des attributs qui les décrivent. Nous avons testé un ensemble d'effets d'interactions.

Le tableau 21 restitue l'estimation du modèle qui nous a donné les résultats les plus probants. Dans ce modèle, la constante spécifique au scénario d'interdiction a été croisée avec un ensemble de variables décrivant les pratiques de pêche : une variable muette qui prend la valeur 1 quand d'une manière générale les sorties de pêche durent une journée ; une variable muette qui prend la valeur 1 quand lors d'une sortie de pêche, les enquêtés privilégient l'abondance des poissons à la taille des prises. Nous avons également croisé cette variable avec les mesures des préoccupations environnementales des répondants : une variable identifie les pêcheurs qui

pratiquent le *no-kill* pour l'attitude spécifique, et une variable qui prend la valeur 1 pour les pêcheurs qui ont exprimé des valeurs pro-préservation à l'issue de l'EIA 24. L'attribut « timbre », quant à lui, est croisé avec la variable identifiant les pêcheurs en *no-kill*, et une variable identifiant les jeunes pêcheurs (âgés de moins de 45 ans).

Variables explicatives	Sous-échantillon sans information	
	Coeff.	Erreur standard
Scenario d'interdiction =1	-2,2689 ***	0,2556
Timbre alose	-0,0561 ***	0,0044
Limite de 2 poissons	-0,1108	0,0713
Limite de 4 poissons	-0,0898*	0,0544
Limite 6 poissons	0,0048	0,0582
Autres poisons d'intérêt	-0,2041 ***	0,0456
Nombre de spots ouverts	0,0017	0,0018
Distance (Inverse)[1]	-34,237 ***	7,5291
Dégradation des stocks	-0,1782 ***	0,0560
Amélioration des stocks	0,5535 ***	0,0509
Echelle de certitude	0,0139 ***	0,0019
Variables d'interactions		
Scenario d'interdiction *(âge <45 = 1)	-0,1921 ***	0,0928
Scenario d'interdiction *(sorties d'une journée=1)	-0,1608 *	0,0920
Scenario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)	-0,6123 ***	0,1214
Scenario d'interdiction *(Pratique *no-kill*=1)	0,4950 ***	0,1018
Scenario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)	0,3508 ***	0,0912
Timbre alose* (âge<45 =1)	0,0153 **	0,0048
Timbre alose *(Pratique *no-kill*=1)	-0,0128 ***	0,0049
Nombre de pêcheurs	493	
Nombre d'observations	8874	
Log-vraisemblance	-2719	
AIC	5474	
BIC	5601	

Tableau 21 : Les résultats de l'estimation d'un modèle Logit conditionnel avec effets d'interactions.
Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10% ;
1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,0292 (erreur standard = 0,0064) », cette transformation est basée sur la méthode Delta (*nlcom* sous Stata).

Le modèle conditionnel avec effets d'interactions fournit un meilleur ajustement à nos données par rapport au modèle Logit conditionnel simple. En effet, la comparaison des valeurs statistiques relatives aux critères AIC et BIC dans les deux tableaux (20 et 21) montrent que ces deux statistiques sont plus faibles pour le modèle avec effets d'interactions. Ce résultat a été confirmé également par la mobilisation du test de Wald sur le ratio des log-vraisemblances

entre les deux modèles (la statistique associée au test de Wald (Chi2 (7)) est de 97,84 avec une probabilité de 0,000). Le résultat montre que le modèle conditionnel simple peut être inclus dans le modèle avec effets d'interactions. Ce résultat est conforté par le fait que la valeur absolue de log-vraisemblance du modèle avec interactions est inférieur au modèle simple

L'introduction des variables croisées (attributs*caractéristiques des pêcheurs) a modifié les valeurs absolues de certains paramètres, notamment le coefficient relatif à la constante spécifique à l'interdiction (passé de – 1,92 pour le conditionnel simple à – 2,27 pour le conditionnel avec interactions). Ainsi, le contrôle des effets des caractéristiques des pêcheurs par l'estimation d'un modèle Logit avec effets d'interaction, a permis de mettre en évidence l'ampleur globale de la perte d'utilité associée à un scénario d'interdiction, quand les effets de ces caractéristiques ont été isolés. Il faut néanmoins souligner que même si les valeurs de certains coefficients ont fortement bougé entre le modèle Logit conditionnel et le modèle Logit avec effets d'interactions pour les attributs croisés avec les caractéristiques des pêcheurs, la significativité de l'ensemble des coefficients devant les attributs reste stable, à l'exception des niveaux de la limitation des captures. En effet, la limitation de deux poissons est devenue non-significative tandis que le coefficient de la limitation de quatre poissons est devenu significatif est négatif. Cela signifie qu'une limitation de quatre poissons impacte négativement l'utilité procurée d'un scénario de pêche. Alors que les pêcheurs sont devenus indifférents vis-à-vis d'une limitation de deux poissons.

Nous interprétons désormais tous les effets d'interaction. Nous constatons d'abord qu'en comparaison de leurs aînés les pêcheurs âgés de moins de 45 ans subissent une baisse d'utilité plus importante avec un scénario d'interdiction de la pêche à l'alose. En revanche, l'impact sur leur utilité de l'instauration d'un « timbre alose » serait plus faible car le coefficient devant la variable croisée « timbre alose » * (<45=1) est positive et significative. Le tableau 21 montre également que pour les pêcheurs dont les sorties sont d'abord journalières, et pour les pêcheurs visant plutôt la quantité, l'interdiction de la pêche engendrerait une perte d'utilité plus importante.

Par la suite, les résultats montrent que les pêcheurs qui sont pro-préservation ont ne préférence pour le recours à l'interdiction pour la restauration des stocks. C'est également le cas pour les pêcheurs pratiquant le *no-kill*. On note par ailleurs, que cette préférence serait plus importante

pour ceux qui pratiquent le *no-kill* par rapport à ceux qui ont des valeurs pro-conservation, toute chose étant égale par ailleurs. Ce résultat corrobore l'idée principale qu'en matière environnementale les attitudes spécifiques reflètent plus l'engagement, quand les attitudes globales relèvent plus du registre des motivations éthiques qui peuvent se matérialiser ou pas en action. Les pêcheurs qui pratiquent le *no-kill* éprouve par ailleurs une perte d'utilité plus élevée avec l'instauration d'un timbre, un résultat qui semble indiquer que lorsqu'on est déjà pro-environnemental par ses pratiques, le coût perçu associé à l'instauration d'un timbre est plus élevé, amenant à considérer l'instauration d'un timbre comme une forme de « punition ».

3.3. Tests d'hypothèses IIA

Les estimations d'un modèle Logit conditionnel supposent cependant que les termes d'erreur soient indépendamment et identiquement distribués sur les alternatives et entre les individus. Une conséquence de cette hypothèse est la propriété d'indépendance des alternatives non pertinentes (IIA), qui stipule que la probabilité relative de choisir une alternative plutôt qu'une autre (étant donné que les deux alternatives ont une probabilité de choix non nulle) n'est pas affectée par l'introduction ou la suppression d'alternatives supplémentaires dans l'ensemble de choix (Louvière et al. 2000). Si cette hypothèse n'est pas respectée, il se peut que certains facteurs inobservables par le chercheur interviennent pour modifier les choix des individus (Train, 2002 ; Louvière et al., 2000). Par conséquent, la spécification des modèles menés auparavant peut conduire à des estimations biaisées des paramètres.

Il existe un ensemble de tests pour vérifier l'hypothèse d'indépendance des alternatives non pertinentes dans les modèles Logit. Nous avons choisi ici de mobiliser le test proposé par Hausman-McFadden (1984). Pour rappel, ce test consiste à estimer deux modèles : un modèle complet avec toutes les alternatives et un modèle restreint en enlevant une alternative de choix parmi d'autres et les observations pour lesquelles cette alternative était choisie. Le modèle restreint peut être exécuté pour toutes les alternatives. Concrètement, nous avons estimé un modèle complet et trois modèles restreints (le premier en enlevant l'option 1 puis le deuxième enlevant l'option 2 et enfin un troisième enlevant l'option 3). A chaque fois, on exécute le test Hausman-McFadden pour le modèle complet et l'un des modèles restreints à l'aide de la fonction *hausman* STATA 15. Pour que l'hypothèse IIA soit respectée, le test doit être valide pour chaque modèle restreint.

Le tableau 22 rapporte les résultats du test Hausman-McFadden relatif à la validité de l'IIA pour le modèle Logit conditionnel estimé auparavant. Le test a été dans un premier temps réalisé en excluant du modèle l'option 1 (timbre alose) ce qui signifie d'exclure les pêcheurs choisissant cette option de la population globale. Puis, un deuxième test a été réalisé en excluant l'option 2 (Limitation de capture) permettant d'exclure de l'échantillon global, les pêcheurs choisissant cette option. En fin, on réalise la même procédure pour l'option 3 (interdiction de la pêche).

A la lecture du tableau 22, on constate que pour les trois modèles restreints (sans l'option 1, sans l'option 2 et sans l'option 3) les résultats du test est la non-acceptation de l'hypothèse nulle avec des statistiques élevées d'Hausman. Par conséquent, et au regard de ces résultats, l'hypothèse IIA n'est pas nécessairement respectée. Cela signifie qu'estimer les choix effectués avec un modèle Logit conditionnel pourrait amener à des estimations biaisées. Par conséquent, nous procédons à l'estimation d'autres modèles susceptibles de relâcher cette hypothèse, en particulier le modèle à coefficient aléatoire appelé modèle Logit mixte (McFadden et Train, 2000).

Modèles	Statistiques Khi-2 (8)	Niveau de significativité
Sans l'option 1	90,96	0,0000
Sans l'option 2	45,80	0,0000
Sans l'option 3	67,98	0,0000

Tableau 22 : Le test d'Hausman-McFadden de l'hypothèse IIA.

3.4. Le modèle Logit mixte : l'impact des hétérogénéités non-observables

L'identification des hétérogénéités des préférences sur la base de quelques caractéristiques observables et un nombre limité d'attribut est obtenue sont obtenues avec des hypothèses très restrictives, le modèle Logit mixte permet à la fois de généraliser l'hypothèse d'hétérogénéité des préférences individuelles à l'ensemble des attributs, et d'introduire dans l'analyse d'autres sources d'hétérogénéité difficilement appréhendables avec les informations récoltées au moment de l'enquête (les hétérogénéités non-observées). La prise en compte des hétérogénéités non observées permet de ce fait de se prémunir contre les biais d'estimation. Les résultats de ces deux modèles sont détaillés dans le tableau 23.

Le modèle Logit mixte part alors de l'hypothèse que les préférences individuelles pour chaque attribut peuvent être aléatoires et décrites au travers une loi de probabilité dont les deux principaux paramètres (moyenne et écart-type) sont à inférer à partir des données de choix disponibles. Le choix de la loi de probabilité pour traiter l'hétérogénéité des préférences est une étape cruciale pour les estimations du modèle Logit mixte. La distribution normale des paramètres est fréquemment utilisée dans la littérature, pour introduire de la flexibilité dans la définition des effets des attributs sur les utilités. Il est vrai qu'à priori, au moins deux attributs (le timbre alose et la distance, par exemple) pourraient affecter négativement l'utilité d'un scénario. Une estimation avec l'hypothèse d'une distribution log-normale pour les paramètres associés à ces attributs a été réalisée et est fournie dans l'annexe 7. En comparant les deux estimations, nous avons décidé de conserver, comme auparavant, les résultats issus du modèle incluant l'inverse de la distance comme mesure de cette variable.

Le modèle Logit mixte a été estimé par la méthode du maximum de vraisemblance en utilisant une estimation avec 500 tirages aléatoires (Train, 2003).[20] Tous les coefficients des attributs ont été inclus dans l'estimation comme aléatoires. Une autre version du modèle intègre également les variables croisant attributs et caractéristiques des pêcheurs (les mêmes que les variables croisées retenues pour le modèle Logit conditionnel avec effets d'interactions). Cette version permet de tenir compte à la fois de l'hétérogénéité individuelle non-observée et observée.

[20] Nous avons estimé notre modèle en se servant du package *mixlogit* du logiciel STATA 15 (Hole, 2007).

Variables explicatives	Sous-échantillon sans information			
	Sans effets d'interactions		Avec effets d'interactions	
	Coeff.	Erreur standard	Coeff.	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-4,1519***	0,4476	-4,9893***	0,5707
Timbre alose	-0,0961***	0,0078	-0,1112***	0,0118
Limite de 2 poissons	0,1954	0,1462	0,1801	0,1476
Limite de 4 poissons	0,0191	0,1050	0,0005	0,1020
Limite de 6 poissons	0,0404	0,0873	0,0519	0,0890
Autres poissons d'intérêt	-0,1613**	0,0707	-0,1795**	0,0723
Nombre de spots ouverts	0,0064**	0,0026	0,0060**	0,0028
Distance (Inverse)[1]	-54,945***	10,692	-53,380***	10,815
Dégradation des stocks	-0,3829***	0,0931	-0,4859***	0,0976
Amélioration des stocks	0,8772***	0,0865	0,9261***	0,0892
Echelle de certitude	0,0148***	0,0026	0,0145***	0,0026
Interactions				
Scénario d'interdiction *(âge <45 = 1)			-0,2276	0,3779
Scénario d'interdiction*(sorties plus longue=1)			-0, 3412	0,3412
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)			-0,7615	0,5890
Scénario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)			1,3218***	0,4097
Scénario d'interdiction *(Pratique *no-kill*=1)			0,5331	0,4217
Timbre alose* (âge<45 =1)			0,0387***	0,0109
Timbre alose *(Pratique *no-kill*=1)			-0,0167	0,0111
Ecart-Types				
Scénario d'interdiction=1	4,4006***	0,3300	4,2234***	0,3051
Timbre alose	0,0818***	0,0064	0,0870***	0,0065
Limite de 2 poissons	0,1989	0,2114	0,3980*	0,2394
Limite 4 poissons	0,2211	0,1702	0,0330	0,1538
Limite de 6 poissons	0,0085	0,1006	0,0498	0,1036
Autres poisons d'intérêt	0,0825	0,0856	0,0940	0,0914
Nombre de spots ouverts	0,0044*	0,0026	0,0034**	0,0037
Distance (Inverse)	2,0553	10,194	4,5348	9,1738
Dégradation des stocks	0,5208***	0,1631	0,5872***	0,1265
Amélioration des stocks	0,5821***	0,1411	0,6164***	0,1369
Echelle de certitude	0,0004	0,0030	0,0057	0,0030
Nombre de pêcheurs	493		493	
Nombre d'observations	8874		8874	
Log-vraisemblance	-2011		-1994	
AIC	4066		4046	
BIC	4222		4252	

Tableau 23 : Résultats des estimations des modèles Logit mixte avec et sans effets d'interactions.

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,0182 (erreur standard = 0,0035) pour le modèle sans interactions et « -0,0187 (erreur standard = 0,0037) pour le modèle avec interactions. Cette transformation est basée sur la méthode Delta (*nlcom* sous stata).

La version du modèle Logit mixte avec les variables croisées fournit un meilleur ajustement des données au regard du critère d'Akaike et de la valeur du log-vraisemblance. Le premier constat que l'on peut établir à la lecture du tableau 23 et au regard des valeurs moyennes de leurs paramètres, est que la nature des effets des attributs des scénarios sur les choix reste similaire à celle observée à l'issue des estimations par modèle conditionnel. Par ailleurs, pour tous les attributs sauf pour « nombre de spots » et « limitation de quatre poissons », la significativité reste similaire.

L'attribut « nombre de spots » devient en effet significatif. Une diminution du nombre de spots de pêche ouverts au public semble avoir un impact positif sur l'utilité d'un scénario de régulation. Or, la pêche de l'alose s'effectue généralement dans les frayères (spots) qui sont aussi des lieux de reproduction de cette espèce. Une réduction du nombre de frayères ouvertes permettrait donc d'épargner un certain nombre de zones de reproduction. La significativité de cet attribut sur les utilités des scénarios de régulation, une fois les hétérogénéités non observées contrôlées est importante. Elle indique que les pêcheurs sont dans la grande majorité peu informés des processus écologiques à l'œuvre en lien avec ces spots et s'expriment sur les scénarios en accord avec le maintien de la pêche. En outre, le coefficient associé à la limitation de quatre poisson est devenu non-significatif. Cela semble signifier que les pêcheurs sont devenus indifférents par rapport à la mise en place d'une telle mesure.

Les attributs pour lesquels les préférences sont fortement hétérogènes correspondent aux attributs pour lesquels les écarts-types de la distribution de leurs paramètres sont significativement différents de zéro. C'est le cas du scénario d'interdiction, et un sous-ensemble d'attributs à savoir, le timbre alose, la limitation des captures à deux poissons par sortie, le nombre de spots ouverts, le résultat attendu de la régulation d'ici 10 ans que celui-ci soit une dégradation ou une amélioration. Dans le modèle sans effet d'interactions, l'écart-type est supérieur à la moyenne pour la distribution de la constante spécifique au scénario d'interdiction, cela signifie que pour certains pêcheurs, on ne peut pas exclure que l'interdiction de la pêche est préférée à un scénario de régulation des usages via les mesures incitatives. En revanche, la valeur de l'écart-type reste inférieure à la valeur moyenne pour les distributions des paramètres associées au « timbre alose », « le nombre de spots », et « l'amélioration des stocks ». Ces résultats viennent confirmer, que même si les préférences des pêcheurs sont hétérogènes à l'égard de ces attributs, le « timbre alose » affecte bien de manière négative les utilités des

enquêtés, que l'augmentation du « nombre de spots » affecte positivement leur utilité, et enfin que l'amélioration des stocks génère une augmentation de l'utilité.

Nous constatons également que si en moyenne l'instauration d'une limitation des captures à deux poissons n'a aucun effet sur l'utilité des pêcheurs, pour certains d'eux, cette mesure peut induire une baisse d'utilité, quand pour d'autres elle peut être bénéfique. Ce résultat est notamment concluant avec le modèle incluant des effets d'interaction. Enfin, si en moyenne, un scénario de régulation qui ne pourrait éviter la dégradation des stocks affecte négativement l'utilité du pêcheur, il n'est pas à exclure que pour certains d'entre eux, un état dégradé des stocks d'alose est source d'utilité. Ce résultat est assez surprenant car il est stable, même quand on contrôle pour les effets des variables d'interactions. Un tel résultat peut traduire une forte hétérogénéité dans la perception de la sévérité de la dégradation de la ressource.

Comme dans le cadre d'un modèle Logit conditionnel avec effets d'interactions, nous constatons d'abord que les pêcheurs ayant des attitudes « pro-conservation » seraient préférables pour le recours à la mise en place d'une interdiction de la pêche. En revanche, il n'y a plus de différence de préférence entre les pêcheurs plus jeunes et leurs aînés, à propos du « scénario d'interdiction ». En revanche, la perte d'utilité associée au « timbre alose » reste plus faible pour les jeunes pêcheurs.

A la différence du modèle Logit conditionnel, on ne discerne plus de différence entre les pertes d'utilité subies par les pêcheurs qui pratiquent le *no-kill* et ceux qui ne le pratiquent pas dans le cas d'une interdiction, mais aussi dans le cas du « timbre alose ». De même, on dispose plus également de la perte d'utilité subie par les pêcheurs qui privilégient l'abondance des prises à leur taille. Ces deux derniers résultats semblent indiquer qu'une fois les hétérogénéités non observées contrôlées, la pratique du *no-kill* et l'avidité des pêcheurs ne sont plus sources d'hétérogénéité entre les pêcheurs.

Il faut cependant souligner que le choix d'une la loi normale comme fonction de distribution des coefficients des attributs reste une hypothèse restrictive. Nous pouvons disposer des densités des paramètres individuels de chaque attribut estimés par la méthode de Parzen-Rosenblatt (Parzen, 1962), grâce à la fonction *mixlbeta* sous STATA (Hole, 2007b). La figure 18 détaille les représentations graphiques de ces fonctions de densité. Nous remarquons que la distribution empirique des coefficients des attributs s'approche de celle d'une loi normale pour :

amélioration des stocks (graphique 4), l'échelle de certitude (graphique 5) et le nombre de spots ouverts (graphique 6). Nous remarquons également que les effets moyens des différents niveaux de limitations des captures sur l'utilité des scénarios sont loin d'être nuls et plutôt positifs. On constate même que la limitation des captures à 2 poissons (graphique 3) est préférée car les valeurs des paramètres sont largement supérieures à ceux observés pour la limitation à 4 ou à 6 poissons (graphiques 1 et 2, respectivement).

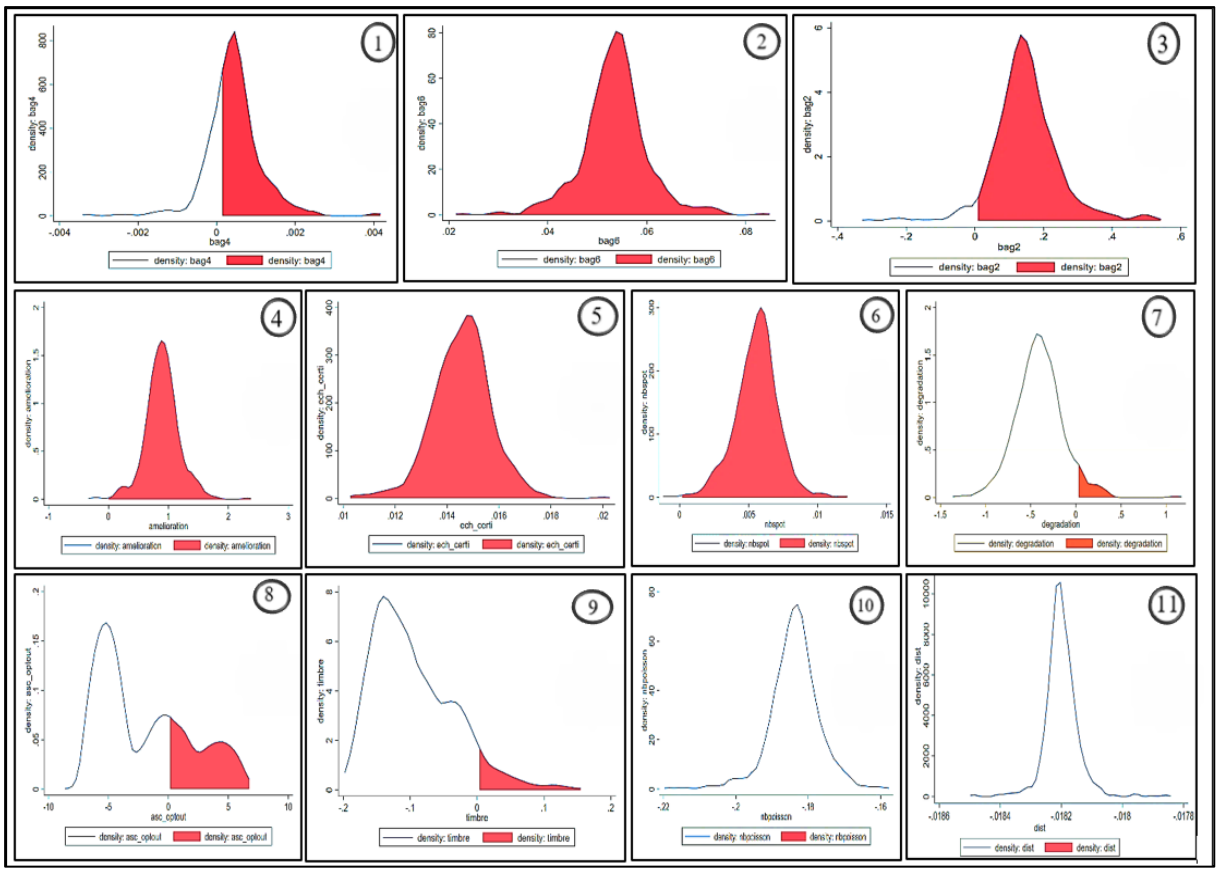


Figure 18: La distribution des paramètres individuels vis-à-vis des attribut.
Note : en rouge les paramètres positifs.

Enfin, nous remarquons que, pour le timbre alose ou le coefficient spécifique à l'interdiction de la pêche, les moyennes estimées par le modèle sont négatives mais la distribution des paramètres individuels montre que les valeurs des paramètres individuels estimés sont toutes plutôt positives. Elles se situent entre 0 et 0,15 pour le timbre (graphique 9), et entre 0 et 6,5 pour le coefficient spécifique au scénario d'interdiction (graphique 8). Néanmoins, il faut bien préciser que les préférences pour l'interdiction sont hétérogènes, et que l'écart-type est supérieur à la moyenne. Les valeurs des paramètres individuels estimés pour l'interdiction peuvent donc être positives. Pour le cas du timbre, en revanche, la moyenne reste supérieure à

l'écart-type. Ces résultats confirment d'abord que l'hypothèse de la loi normale a permis d'introduire plus de flexibilité dans l'estimation des paramètres de ces deux variables. Elle autorise en effet l'estimation d'un effet positif ou négatif, nous évitant le piège d'une hypothèse restrictive allant dans un sens (négatif), ou plutôt dans l'autre (positif). On peut néanmoins s'interroger si le modèle Logit mixte est le modèle le plus adapté pour analyser économétriquement les choix effectués. Nous verrons plus loin que l'estimation d'un modèle Logit généralisé confirme de l'existence d'une préférence pour le scénario d'interdiction, et le maintien d'un impact négatif ou nul sur l'utilité du timbre alose.

4. IMPACT DE L'APPORT D'INFORMATION ECOLOGIQUE SUR LES PREFERENCES

4.1. Mise en place du test de Swait-Louvière et résultats

Pour étudier de manière plus précise l'impact de l'information sur l'état stock sur les préférences des pêcheurs, nous appliquons le test dit d'échelle proposé par Swait et Louviere (1993). Le test de Swait et Louviere est essentiellement un test de Wald adapté aux régressions économétriques basées sur les modèles multinomial logit. Il compare les modèles multinomial Logit contraints avec des modèles sans contrainte. Le test part de l'hypothèse qu'avant de conclure à l'inégalité des préférences entre les deux modèles, il faut s'assurer que cette différence n'est pas due à un effet d'échelle c'est-à-dire à des différences entre les variances des estimations. Dans notre étude, l'estimation séparée de l'équation des choix pour les sous-échantillons représente le cas sans contraint puisque les paramètres de préférence et d'échelle du modèle multinomial Logit ne sont pas soumis à des contraintes. Le modèle estimé avec l'échantillon total imbriqué représente le cas contraint, puisque les paramètres de préférence entre les deux équations de choix (avec et sans information) doivent être nécessairement égaux.

La procédure du test de Swait-Louvière part alors de l'hypothèse d'équivalence statistique préférences entre les deux sous-échantillons (sans information et avec information). Pour ce faire, il faut procéder en deux étapes. La première étape a pour but d'évaluer l'égalité des paramètres en termes de préférences. Formellement, cela vient à tester l'hypothèse suivante :

$$H_0^1 : \beta_{sans\ info} = \beta_{avec\ info} = \beta_{complet} \qquad \textbf{(III-4)}$$

Cette hypothèse a été testée avec l'estimation d'un modèle Logit mixte (avec interactions) pour les deux sous-échantillons (avec et sans information) et pour le modèle complet, incluant l'ensemble des données. Pour ce dernier modèle, le paramètre d'échelle est différent entre les deux sous-échantillons. Formellement, cette hypothèse a été éprouvée au regard de la statistique du test de ratio des vraisemblances, calculée de la façon suivante :

$$LR = -2[\ LL_{complet}^{\mu_{sans\ info} \neq \mu_{avec\ info}} - \left(LL_{sans\ info} + LL_{avec\ info}\right)] \qquad \textbf{(III-5)}$$

Avec LL signifie log-vraisemblance et μ signifie le paramètre d'échelle.

Si l'hypothèse H_0^1 est rejetée, cela signifie que le décalage entre les deux sous-échantillons peut être causé soit par des différences en termes de préférences, soit par des différences à la fois en termes de préférences et en termes d'échelle (μ). En effet, ces deux composantes peuvent être confondues (Louvière et al.,2000). Si, en revanche, l'hypothèse H_0^1 ne peut pas être rejetée, le test se poursuit par une deuxième étape. Cette deuxième étape, a pour but d'isoler les différences entre les deux sous-échantillons en termes d'échelle. Cela signifie qu'il faut tester une deuxième hypothèse qui s'écrit de la façon suivante :

$$H_0^2 : \mu_{sans\ info} = \mu_{avec\ info} = \mu_{complet} \qquad \textbf{(III-6)}$$

Cette hypothèse est testée en comparant la log-vraisemblance du modèle complet qui permet des valeurs différentes des paramètres d'échelle entre les deux sous-échantillons avec un autre modèle complet qui contraint l'égalité des paramètres d'échelle :

$$LR = -2[\ LL_{complet}^{\mu_{sans\ info} = \mu_{avec\ info}} - LL_{complet}^{\mu_{sans\ info} \neq \mu_{avec\ info}}] \qquad \textbf{(III-7)}$$

Cette nouvelle statistique permet de rejeter ou non l'hypothèse H_0^2. Si elle n'a pas été rejetée, nous ne pouvons pas rejeter l'équivalence des paramètres d'échelle entre les deux sous-échantillons.

Concrètement, nous avons estimé un modèle Logit mixte pour chaque sous-échantillon pris séparément (le sous-échantillon sans information, et le sous-échantillon avec information) et un autre modèle Logit mixte sur l'échantillon total. Pour ce dernier modèle, nous avons estimé

trois versions, chacune avec un paramètre d'échelle différent. Autrement dit, nous avons multiplié les niveaux des attributs du sous-échantillon (sans information) par un paramètre déterminé à partir du ratio des deux paramètres d'échelle des deux sous-échantillons. Tous les résultats intermédiaires pour le test sont détaillés dans l'annexe 8.

Le tableau 24 rapporte les résultats du test Swait-Louvière qui compare l'estimation des choix pour chaque sous-échantillon. Ces résultats permettent de calculer la statistique du ratio des log-vraisemblances des deux sous-échantillons dont le but est de rejeter ou non l'hypothèse H_0^1 concernant l'équivalence des préférences. La statistique log-vraisemblance a été calculée pour trois versions du modèle complet. Avec un ratio des paramètres d'échelle des deux sous-échantillons supérieur à 1, nous avons décidé de multiplier les niveaux du sous-échantillon sans information par deux valeurs différentes afin d'imposer une variation des paramètres entre les deux sous-échantillons. Une première valeur supérieure au ratio des paramètres d'échelle (=1,5) et une deuxième valeur inférieure à ce ratio (= 1,2). Puis une dernière valeur égale à 1 afin d'imposer une équivalence des paramètres d'échelle entre les deux sous-échantillons.

Spécification	Modèle Logit mixte
$\boldsymbol{LL_{sans\ info}}$	-1994
$\boldsymbol{LL_{avec\ info}}$	-2111
$\boldsymbol{LL_{Complet1}}$	-4123
$\boldsymbol{LL_{Complet2}}$	-4124
$\boldsymbol{LL_{Complet3}}$	-4134
$\boldsymbol{H_0^1}$ (dl = 17)	Rejetée***
$\boldsymbol{H_0^2}$	----------

Tableau 24 : Les résultats du test de Swait-Louvière.

Notes *:* LL : Log-vraisemblance ; dl : degrés de liberté. *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10% ; $LL_{Complet1}$ est le modèle Logit mixte sur l'ensemble des données en contraignant les paramètres d'échelle à être égaux entre les deux sous-échantillons ; $LL_{Complet2}$ et $LL_{Complet3}$ modèles Logit mixte sur l'ensemble des données en permettant aux paramètres d'échelle de varier entre les deux sous-échantillons (multiplier les niveaux des attributs pour le sous-échantillon sans information par 1.2 et 1.5, respectivement). La valeur seuil Khi-2 est de 27,587 (17 degrés de liberté avec 95% comme intervalle de confiance). Les valeurs estimées pour les trois modèles complet 1, 2 et 3 sont 36, 38 et 58, respectivement.

A la lecture du tableau 24, nous constatons que la première étape du test rejette l'hypothèse d'équivalence des préférences entre les deux sous-échantillons pour les trois versions du modèle complet. Cela étant, il est inutile de procéder à la deuxième étape du test de l'équivalence des paramètres d'échelle. C'est pour cette raison que nous ne l'avons pas restituée

dans le tableau des résultats. Par conséquent, nous ne pouvons pas compiler les deux-échantillons pour étudier les préférences des pêcheurs. En d'autres termes, les résultats issus du protocole d'expériences de choix avec informations sont statistiquement différents de ceux obtenus avec le protocole sans informations.

Pour autant, le rejet de l'hypothèse nulle H_0^1 ne nous permet pas de statuer que les différences statistiques observées entre les deux estimations sur les deux sous-échantillons sont causées par une différence en termes de préférences ou bien alors pas une différence liée aux échelles. Ces deux différences peuvent être confondues (Louvière, Hensher, et Swait, 2000). En effet, l'hétérogénéité d'échelle n'est pas identifiée séparément des autres sources d'hétérogénéité (Hess et Rose, 2012) dans les modèles Logit mixte.

4.2. De l'estimation d'un Logit mixte au modèle G-MNL

Les résultats du test de Swait-Louvière stipulent que pour cette étude, il faut estimer séparément deux modèles de choix correspondant à deux sous-échantillons (avec et sans information). En outre, il faut pouvoir distinguer l'hétérogénéité des préférences proprement dite (qualifiée généralement d'hétérogénéité de goûts), de l'hétérogénéité des effets d'échelle. Afin de modéliser finement ces deux types d'hétérogénéités, nous recourons à un modèle de portée très générale : le modèle Logit généralisé (Fiebig et al. (2010), Greene et Hensher (2010a). L'intérêt de ce modèle réside dans son aptitude à capturer l'hétérogénéité observée et non observée des préférences individuelles, et des effets d'échelle qui soient individualisées, en suivant également un processus aléatoire. Mais avant de procéder à ces estimations, nous restituons dans ce qui suit, les résultats des estimations d'un modèle Logit mixte, pour servir de référence.

Les résultats du modèle Logit mixte pour le sous-échantillon avec information sont détaillés dans le tableau 25 (colonnes 4 et 5). Les résultats relatifs aux choix des pêcheurs non-informés ont été déjà interprétés auparavant et rapportés ici uniquement pour faciliter le suivi des changements entre les deux modèles. L'estimation du modèle Logit mixte avec le sous-échantillon des pêcheurs ayant reçu l'information écologique reproduisent les mêmes résultats (en termes de nature des effets et significativité des coefficients) que ceux obtenus avec le même modèle pour le cas du sous-échantillon sans information pour : la constante spécifique au scénario d'interdiction, « timbre-alose », « limite des captures, notamment la limite à six poissons », « distance », « dégradation » ou « amélioration » des stocks, et enfin l'échelle de

certitude. En d'autres termes, l'information n'a pas nécessairement bouleversé les préférences pour les principaux attributs qui définissent les scénarios de régulation des usages, à savoir le type d'instrument à mettre en place et son efficacité écologique, et l'éloignement des sites.

En revanche, on observe qu'il y a une différence d'appréciation de l'utilité des deux autres attributs qui décrivent l'évolution des conditions de pêches (« autres poissons d'intérêts », « nombre de spots »). Ces deux attributs semblent n'avoir aucun effet sur l'utilité d'un scénario de régulation du point de vue d'un pêcheur qui a reçu une information plus précise sur l'état des stocks d'alose. On remarque également que les limitations des captures à deux et à quatre poissons semblent avoir un effet positif sur l'utilité d'un scénario. En effet, les pêcheurs valorisent positivement les deux premiers niveaux de cette limitation. Leur utilité est impactée positivement davantage quand une limitation à deux poissons (coeff. = 0,2626) est mise en place en comparaison à une limitation à quatre poissons (coeff. = 0,1866).

Nous remarquons également, que les effets d'interactions significatifs avec les pêcheurs non-informés sont restés inchangés avec les pêcheurs informés. En constate en outre que les pêcheurs informés et pratiquant le *no-kill* sont impactés positivement par le recours à l'interdiction pour restaurer les stocks. Ce résultat peut signifier que l'information a permis au pêcheurs adoptant ce genre de techniques (*no-kill*) de se rendre compte de la problématique des stocks et les inciter à préférer l'interdiction comme mesure de régulation. Il faut néanmoins préciser qu'au regard du test de Swait-Louvière, l'appréciation des hétérogénéités des préférences nécessite de bien distinguer celles qui relèvent de l'échelle, de celles qui relèvent des préférences proprement dites. C'est pourquoi, pour mieux apprécier l'impact de l'information sur les hétérogénéités des préférences des pêcheurs, nous procédons à l'estimation d'un modèle G-MNL.

Nous estimons le modèle G-MNL pour les deux sous-échantillons séparément. Les résultats sont détaillés dans le tableau 26. Ce tableau présente la distribution des caractéristiques (moyennes et écart-types) de l'ensemble des paramètres considérés dans la fonction d'utilité. Nous sommes partis des mêmes paramètres (en termes de variables et de distribution) que le modèle Logit mixte afin de pouvoir les comparer en termes d'efficience.

Variables explicatives	Logit mixte avec interactions			
	Sans information		Avec information	
	Coeff.	Erreur standard	Coeff.	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-4,9893***	0,5707	-4,5130***	0,6218
Timbre alose	-0,1112***	0,0118	-0,0720***	0,0119
Limite de 2 poissons	0,1801	0,1476	0,2626*	0,1466
Limite de 4 poissons	0,0005	0,1020	0,1866*	0,1036
Limite de 6 poissons	0,0519	0,0890	0,0771	0,0864
Autres poissons d'intérêt	-0,1795**	0,0723	-0,0355	0,0672
Nombre de spots ouverts	0,0060**	0,0028	0,0036	0,0024
Distance (Inverse)[1]	-53,380***	10,815	-27,242**	9,6275
Dégradation	-0,4859***	0,0976	-0,3846***	0,0898
Amélioration	0,9261***	0,0892	0,6766***	0,0899
Echelle de certitude	0,0145***	0,0026	0,0085***	0,0023
Interactions				
Scénario d'interdiction *(âge <45 = 1)	-0,2276	0,3779	0,0334	0,3980
Timbre alose* (âge<45 =1)	-0, 3412	0,3412	-0,0057	0,0102
Timbre alose *(Pratique *no-kill*=1)	-0,7615	0,5890	-0,0009	0,0115
Scénario d'interdiction *(sorties plus longue=1)	1,3218***	0,4097	-0,7940*	0,4434
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)	0,5331	0,4217	-0,3047	0,6168
Scénario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)	0,0387***	0,0109	0,8151**	0,3675
Scénario d'interdiction *(Pratique *no-kill*=1)	-0,0167	0,0111	1,5326***	0,4247
Ecart-Types				
Scénario d'interdiction =1	4,2234***	0,3051	5,0034***	0,3932
Timbre alose	0,0870***	0,0065	0,0824***	0,0060
Limite de 2 poissons	0,3980*	0,2394	0,4603***	0,1586
Limite 4 poissons	0,0330	0,1538	0,0062	0,1559
Limite de 6 poissons	0,0498	0,1036	0,0949	0,1236
Autres poisons d'intérêt	0,0940	0,0914	0,0523	0,1125
Nombre de spots ouverts	0,0336**	0,0037	0,0045**	0,0021
Distance (Inverse)	4,5348	9,1738	8,9051	8,6327
Dégradation	0,5872***	0,1265	0,2503	0,1767
Amélioration	0,6164***	0,1369	0,8899***	0,1371
Echelle de certitude	0,0057	0,0030	0,0020	0,0033
Nombre de pêcheurs	493		507	
Nombre d'observations	8874		9126	
Log-vraisemblance	-1994		-2111	
AIC	4046		4281	
BIC	4252		4487	

Tableau 25 : Les résultats du modèle Logit mixte pour les deux sous-échantillons.

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,0187 » (erreur standard = 0,0038) pour le sous-échantillon sans information et « -0,0367 » (erreur standard = 0,0129) pour le sous-échantillon avec information, cette transformation est basée sur la méthode Delta (nlcom sous stata).

Les valeurs des paramètres d'échelle estimées à partir du modèle G-MNL montrent qu'il existe en effet une hétérogénéité d'échelle dans les deux sous-échantillons. Les coefficients τ sont significatifs. Par ailleurs, les critères AIC et BIC du modèle G-MNL sont plus faibles par rapport à ceux du modèle Logit mixte pour les deux sous-échantillons. Cela signifie que le modèle G-MNL fournit un meilleur ajustement à nos données. L'estimation d'un modèle G-MNL sur les deux sous-échantillons nous permet de distinguer dans ces différences, celles qui pourraient relever des préférences de celles qui pourraient relever des effets d'échelle.

D'une manière générale, les effets d'échelle dans les protocoles de choix sont d'abord dus à la complexité de l'exercice, notamment pour les enquêtés qui ne sont pas familiers des enjeux. Dans ce contexte, ils peuvent opérer leur choix de deux manières : soit en faisant des choix totalement aléatoires, soit en adoptant une heuristique particulière (basée notamment sur un sous-ensemble d'attributs par exemple). La mise à disposition de l'information lors de l'exercice de choix permettrait donc de limiter ces formes d'irrationalités (Fiebig et al., 2010). Les résultats des estimations d'un modèle G-MNL confirment d'abord que les effets d'échelle sont significatifs dans les deux modèles. Les hétérogénéités des préférences relèvent donc à la fois d'une hétérogénéité des échelles, comme des hétérogénéités de « goût » - préférences proprement dites, et qu'il était utile de les dissocier. Par ailleurs, l'effet d'échelle dans la version du modèle avec information est beaucoup plus élevé. Ce qui veut dire que les pêcheurs qui ont répondu au protocole avec information ont fait des choix beaucoup moins aléatoires, et donc plus rationnels.

Le contrôle de l'effet d'échelle modifie la significativité d'un certain nombre de variables croisant notamment la constante associée au scénario d'interdiction et les caractéristiques des pêcheurs interrogés, pour le cas des individus sans information. La variable « jeune » croisée avec la constante associée au scénario d'interdiction est devenue significative pour les pécheurs sans information. A l'inverse, la variable croisant sortie plus longue et interdiction n'est plus significative, et c'est le croisement avec la préférence pour la quantité des prises et l'interdiction qui est devenu significatif. Cela signifie que les pêcheurs non-informés sont plutôt impactés négativement par l'interdiction quand ils sont attirés par le nombre des prises journalières que par le fait d'effectuer des sortie plus longues. En outre, le croisement de l'interdiction et le fait d'être pro-environnement est devenu significatif pour ces pêcheurs non-informés.

Variables explicatives	G-MNL avec interactions			
	Sans information		Avec information	
	Coeff	Erreur standard	Coeff	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-9,8139***	1,5994	- 8,2069***	2,0133
Timbre alose	-0,1839***	0,0279	-0,2552***	0,0569
Limite de 2 poissons	0,9026***	0,2942	0,7082*	0,3582
Limite de 4 poissons	0,1580	0,1607	0,5833**	0,2765
Limite de 6 poissons	0,2122	0,1516	-0,2054	0,1699
Autres poissons d'intérêt	-0,2777**	0,1309	-0,1163	0,1427
Nombre de spots ouverts	0,0217***	0,0057	0,0240***	0,0079
Distance (Inverse)[1]	-165,97***	33,629	-117,06***	38,042
Dégradation	-1,2946***	0,2552	-1,6139***	0,4012
Amélioration	2,1423***	0,3193	3,3491***	0,7230
Echelle de certitude	0,0349***	0,0072	0,0323***	0,0091
Interactions				
Scénario d'interdiction *(âge <45 = 1)	-1,1104***	0,3246	-0,3870	0,2957
Timbre alose* (âge<45 =1)	0,0056	0,0083	-0,0171**	0,0080
Timbre alose *(Pratique *no-kill*=1)	-0,0137	0,0088	-0,0012	0,0072
Scénario d'interdiction *(sorties plus longue=1)	-0,0105	0,4819	-0,1361	0,3404
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)	-1,8111***	0,4819	-0,1508	0,3997
Scénario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)	0,5585*	0,3161	-0,0476	0,3087
Scénario d'interdiction *(Pratique no-kill=1)	1,3710***	0,3719	-0,1412	0,2870
Ecart-Types				
Scénario d'interdiction=1	9,4338***	1,4067	19,099***	4,1647
Timbre alose	0,1689***	0,0257	0,2820***	0,0589
Limite de 2 poissons	0,7082***	0,1922	1,5859***	0,4231
Limite 4 poissons	0,0598	0,1062	0,0632	0,2244
Limite de 6 poissons	0,1624	0,1291	0,1969	0,1859
Autres poisons d'intérêt	0,1077	0,0850	0,4909***	0,1340
Nombre de spots ouverts	0,0019	0,0024	0,0127***	0,0040
Distance (Inverse)	25,290***	0,0050	63,742***	19,787
Dégradation	0,5927**	0,2409	1,0992***	0,3882
Amélioration	1,5669***	0,4150	2,2192***	0,4928
Echelle de certitude	0,0067*	0,0039	0,0061	0,0042
Paramètre d'échelle τ	1,2688***	0,1166	1,6387***	0,1568
Nombre de pêcheurs	493		507	
Nombre d'observations	8874		9126	
Log-vraisemblance	-1974		-2074	
AIC	4008		4207	
BIC	4220		4421	

Tableau 26: résultats du modèle G-MNL pour les deux sous-échantillons.

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,0060 » (erreur standard = 0,0012) pour le sous-échantillon sans information et « - 0,0085 » (erreur standard = 0,0028) pour le sous-échantillon avec information, cette transformation est basée sur la méthode Delta (*nlcom* sous stata).

Sur le plan des hétérogénéités des préférences proprement dites à l'égard des attributs des scénarios de préservation, le résultat majeur dans le contexte avec information est d'observer la significativité des niveaux des attributs relatifs à l'instauration des limites de capture (à deux poissons et à quatre poissons). En effet, le coefficient de la limite à quatre poissons est devenu significatif avec l'information fournie. En d'autres termes, l'information écologique a renforcé l'intérêt pour les pêcheurs interrogés de l'instauration d'un nombre maximum de capture par sortie. Une limite à deux poissons étant préférée à une limite à quatre poissons, ou à six poissons. Les choix effectués semblent plus motivés par la conservation, que par l'usage.

L'information écologique semble en revanche modérer le rôle des préoccupations environnementales qu'elles relèvent des attitudes globales ou spécifiques, pour former les préférences sur des scénarios de préservation des espèces en danger, qui font l'objet d'un usage récréatif. L'information a eu également les mêmes effets pour l'effet différenciant des pratiques ou encore de l'âge. Néanmoins, l'information a révélé que les jeunes pêcheurs sont impactés négativement par la mise en place d'une mesure monétaire.

Mais, notre analyse exploite jusqu'à présent les données des choix de l'ensemble des pêcheurs, ciblant l'alose (usagers de l'espèce à préserver), ou non (non-usagers de l'espèce à préserver). Dans la section suivante, nous cherchons à étudier l'impact de l'information sur les choix des pêcheurs ciblant l'alose, et qui seront impactés directement par les scénarios de régulation des usages de l'espèce dans leur pratique récréative.

5. LES PECHEURS CIBLANT L'ALOSE

5.1. Les caractéristiques des pêcheurs ciblant l'alose

Parmi les 1000 répondants à notre enquête, nous avons repéré près de 32% de pêcheurs ciblant, ou ayant ciblé, l'alose. La description statistique de ces pêcheurs se rapproche fortement de celle de l'ensemble des répondants. En effet, leur âge moyen est d'environ 47 ans. Plus de 70% d'entre eux sont des actifs et uniquement 26% sont des retraités. Cette dernière proportion est plus élevée par rapport à l'échantillon global. L'échantillon est généralement composé des employés, des ouvriers ou des cadres/professions intellectuelles avec 25%, 12% et 16% des effectifs, respectivement. Ces pêcheurs dépensent en moyenne 337€ par an pour pratiquer leur loisir. Cette somme reste un peu faible par rapport à celle de l'échantillon global. Elle n'inclut pas, bien entendu, le montant de la carte de pêche payé à la fédération de leur département de résidence.

Par ailleurs, plus de 80% de ces pêcheurs ont découvert la pêche par le biais d'un membre de leur famille. Cela signifie que la pêche récréative est une activité familiale transmise de génération en génération. Plus de 57% d'entre eux effectuent des sorties d'une demi-journée et environ 28% d'entre eux effectuent des sorties d'une journée complète. En outre, 82% de ces pêcheurs pratiquent la pêche depuis plus de 20 ans. 44% des pêcheurs d'alose considèrent avoir un niveau avancé dans la pratique de la pêche et 44% un niveau intermédiaire, en comparaison avec les pêcheurs qu'ils connaissent. Plus de la moitié d'entre eux pratiquent une pêche aux leurres.

En outre, la majorité des pêcheurs d'alose ont déjà entendu parler des problèmes liés aux poissons migrateurs. Selon eux, les deux principales menaces qui pèsent le plus sur la survie des poissons migrateurs sont la pêche illégale et la pollution de l'eau à 34% et 43% des réponses, respectivement. Pour réduire leur impact sur les stocks des poissons, 73% d'entre eux pratiquent la remise à l'eau des poissons. La survie des poissons relâchés dépend fortement des comportements des pêcheurs (Cooke & Suski 2005). Les pêcheurs d'alose mettent en œuvre un ensemble de bonnes pratiques pour optimiser la survie du poisson relâché. La première pratique est celle qui consiste à « minimiser le temps durant lequel le poisson est en dehors de l'eau » à 75% des réponses. Concernant la deuxième pratique, plusieurs méthodes sortent du lot, à savoir

« écraser les ardillons », « ne pas poser le poisson par terre » et « se mouiller les mains avant de toucher le poisson » à 28%, 27% et 26% des réponses, respectivement.

5.2. Impact de l'information sur les préférences des pêcheurs d'alose

Nous conduisons ici la même stratégie qu'auparavant pour explorer l'effet de l'information délivrée sur les préférences des pêcheurs ciblant notamment l'alose, L'idée est de vérifier si le fait d'être familier avec l'espèce cible, l'information peut engendrer des changements sur les choix opérés. Pour ce faire, nous avons adopté le test de Swait et Louvière (1993) en suivant la même procédure qu'auparavant, mais uniquement sur les choix opérés par les pêcheurs d'alose.

Le tableau 27 rapporte les résultats du test Swait-Louvière qui compare l'estimation des choix des pêcheurs d'alose pour chaque sous-échantillon, avec un modèle complet sur l'ensemble des pêcheurs d'alose. Nous avons calculé la statistique du ratio des log-vraisemblances des deux sous-échantillons afin de tester la validité de l'hypothèse H_0^1 concernant l'équivalence des paramètres en termes des préférences. La statistique log-vraisemblance a été calculée pour trois versions du modèle complet. Contrairement à l'échantillon complet, le ratio des paramètres d'échelle des deux sous-échantillons est inférieur à 1. Par conséquent, nous avons multiplié les niveaux du sous-échantillon sans information par deux valeurs différentes afin d'imposer une variation des paramètres entre les deux sous-échantillons. Une première valeur supérieure au ratio des paramètres d'échelle (= 0,30) et une deuxième valeur inférieure à ce ratio (= 0,10), puis une dernière valeur égale à 1 afin d'imposer une équivalence des paramètres d'échelle entre les deux sous-échantillons. Les résultats intermédiaires pour ce test sont détaillés dans l'annexe 9.

La lecture des résultats du tableau 27 nous montre que la première étape du test rejette l'hypothèse d'équivalence des préférences entre les deux sous-échantillons pour les trois versions du modèle complet. Cela étant, il n'est pas nécessaire, comme auparavant, de procéder à la deuxième étape du test concernant l'équivalence des paramètres d'échelle. C'est pour cette raison qu'elle n'apparait pas dans le tableau des résultats. Ce résultat signifie que nous ne pouvons pas conclure que le décalage entre les deux sous-échantillons est causé par une différence en termes de préférences ou par une différence liée aux échelles.

Spécification	Modèle Logit mixte – pêcheurs d'alose
$LL_{sans\ info}$	-536
$LL_{avec\ info}$	-521
$LL_{Complet1}$	-1075
$LL_{Complet2}$	-1128
$LL_{Complet3}$	-1227
H_0^1 (dl = 14)	Rejetée***
H_0^2	----------

Tableau 27 : Les résultats du test de Swait-Louvière pour les pêcheurs d'alose.
Notes : LL : Log-vraisemblance ; dl : degré de liberté. ***p < 0,01, **p < 0,05, *p < 0,1. $LL_{Complet1}$ Modèle Logit mixte sur l'ensemble des données en contraignant les paramètres d'échelle à être égaux entre les deux sous-échantillons. $LL_{Complet2}$ et $LL_{Complet3}$ Modèles Logit mixte sur l'ensemble des données en permettant aux paramètres d'échelle de varier entre les deux sous-échantillons (multiplier les niveaux des attributs pour le sous-échantillon sans information par 0,10 et 0,30, respectivement). La valeur seuil de Khi-2 est de 23,685 (pour 14 degrés de liberté avec 95% comme intervalle de confiance), Les valeurs estimées pour les trois modèles complet 1, 2 et 3 sont 36, 430 et 142, respectivement.

Comme pour le cas des analyses menées sur l'échantillon total, nous estimons également pour les pêcheurs d'alose un modèle G-MNL pour les deux sous-échantillons (échantillon sans information versus échantillon avec information) séparément. Le tableau 28 présente la distribution des caractéristiques (moyennes et écart-types) de l'ensemble des paramètres considérés dans l'estimation de la fonction d'utilité. Nous avons choisi d'estimer les mêmes paramètres que le modèle Logit mixte (cf, annexe 10) afin de pouvoir faire la comparaison entre les deux modèles en termes d'efficience. Il est par ailleurs important de souligner que les résultats doivent être considérés avec beaucoup de précautions car les estimations ont été effectuées sur un nombre beaucoup plus restreint d'observations (157 pêcheurs pour le sous-échantillon sans-information et 156 pour celui avec-information).

Nous commençons notre analyse des résultats par les paramètres dont les significativités sont restées stables de l'échantillon total à l'échantillon restreint aux pêcheurs d'alose. Les premiers résultats à souligner sont bien la stabilité des significativités des paramètres (moyenne et écart-type) de la constante spécifique à la situation de référence (scénario d'interdiction) et du « timbre alose », dans les régressions (sans information versus avec information). Néanmoins, on observe notamment que la valeur de l'écart-type est inférieure à celle de la moyenne, pour la constante spécifique à l'interdiction. Cela signifie que pour certains pêcheurs d'alose, on ne

peut pas exclure que le recours à l'interdiction de la pêche est préféré à un scénario de régulation des usages via les mesures incitatives. La significativité des paramètres des attributs décrivant la situation des stocks au sein de chaque scénario reste également stable. La limitation du nombre de spots ouverts continue à affecter positivement l'utilité des pêcheurs d'alose, les préférences deviennent en revanche hétérogènes (écart-type inférieur à la moyenne). Enfin, la distance impact toujours négativement l'utilité retirée d'un scénario de régulation des usages. En effet, son coefficient étant négatif, continue à être considéré comme un coût à leur activité de loisir. Ce coût est fonction décroissante de l'éloignement des sites de pêche. Il semble par ailleurs que les préférences par rapport à la distance sont devenues homogènes dans la situation avec information car l'écart-type n'est plus significatif.

Les estimations des modèles G-MNL sur l'échantillon restreint des pêcheurs d'alose ont permis de mettre en évidence l'instabilité - déjà observée tout au long de l'ensemble des traitements économétriques menées jusqu'à présent - autour des préférences relatives à trois attributs : « limitation des captures », « autres poissons d'intérêts » et « nombre de spots ouverts ». Il semble que l'apport d'information n'a pas substantiellement modifié l'utilité associée à la limitation des captures, même si les préférences restent hétérogènes. En revanche, le coefficient de l'attribut « autre poissons d'intérêts », significatif et négatif dans le cas sans information devient non significatif. Ce résultat indique l'ambiguïté du rapport des pêcheurs d'alose à l'intérêt des autres poissons.

Ces nouvelles estimations sur les pêcheurs d'alose permettent de faire ressortir le rôle différenciant des pratiques visant la quantité dans l'appréciation de l'utilité d'une interdiction. L'interdiction entraine une perte d'utilité pour l'ensemble des pêcheurs, mais cette perte est largement plus élevée pour les pêcheurs dont les pratiques visent l'abondance des prises, notamment dans le cas sans information. Pour les pêcheurs d'alose, ceux qui effectuent des sorties plus longues, l'interdiction entraîne une perte d'utilité, dans les deux cas (avec ou sans information). Cette perte est plus prononcée pour les pêcheurs non-informés. Si pour l'ensemble des pêcheurs non-informés, la perte d'utilité associée au scénario d'interdiction est différente entre les pêcheurs pro-préservation et les autres pêcheurs. A l'inverse, dans le cas des pêcheurs d'alose, la perte d'utilité associée au scénario d'interdiction est similaire entre les « pro-préservation » et les autres. Dans le cas avec information en revanche, cette perte d'utilité est significative à la fois pour l'ensemble des pêcheurs et pour les pêcheurs d'alose.

Variables explicatives	G-MNL avec interactions			
	Sans information		Avec information	
	Coeff	Erreur standard	Coeff	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-45,3141***	16,5642	- 7,9920***	1,5616
Timbre alose	-1,1171***	0,4306	-0,2091***	0,0308
Limite de 2 poissons	0,7983	0,8672	0,2374	0,4285
Limite de 4 poissons	0,6854	0,6985	0,0346	0,2486
Limite de 6 poissons	1,0787	0,8578	0,0647	0,2141
Autres poissons d'intérêt	-2,5761**	1,0612	-0,1258	0,1659
Nombre de spots ouverts	0,1568**	0,0622	0,1390**	0,0064
Distance (Inverse)[1]	-737,13***	283,78	-73,179***	26,776
Dégradation	-5,3372**	2,2689	-0,8656***	0,2261
Amélioration	10,467**	4,1010	1,1911***	0,2280
Echelle de certitude	0,1663***	0,0613	0,0148**	0,0063
Interactions[21]				
Scénario d'interdiction*(sorties plus longue=1)	-2,2885***	0,7503	-2,0033**	0,8495
Scénario d'interdiction*(préférence pour la quantité =1)	-2,4798***	0,6934	-2,0281	1,3395
Scénario d'interdiction* (pêcheur pro-préservation=1)	0,9608	0,6176	-1,2918	1,1224
Scénario d'interdiction *(Pratique *no-kill*=1)	0,4084	0,5375	3,9029***	0,9870
Ecart-Types				
Scénario d'interdiction=1	30,065***	11,485	5,5672***	0,9193
Timbre alose	0,9851**	0,3895	0,1590***	0,0231
Limite de 2 poissons	5,9820**	2,4349	1,3180***	0,4585
Limite 4 poissons	2,5555**	1,1090	0,0067	0,2112
Limite de 6 poissons	0,9920	0,7196	0,3175	0,2178
Autres poisons d'intérêt	1,0662**	0,5338	0,3466**	0,1758
Nombre de spots ouverts	0,0665**	0,0265	0,0167***	0,0048
Distance (Inverse)	73,522***	42,787	21,521	17,582
Dégradation	4,1022**	1,7309	0,6161*	0,3245
Amélioration	0,2632	0,6499	1,1165***	0,2502
Echelle de certitude	0,14***	0,0555	0,0254***	0,0074
Paramètre d'échelle τ	1,7444***	0,2415	0,1940**	0,0905
Nombre de pêcheurs	157		156	
Nombre d'observations	2826		2808	
Log-vraisemblance	-517		-519	
AIC	1088		1093	
BIC	1249		1254	

Tableau 28 : Les résultats du modèle G-MNL pour les deux sous-échantillons de pêcheurs d'alose.

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,0014 » (erreur standard = 0,0005) pour le sous-échantillon sans information et « - 0,0138 » (erreur standard = 0,0051) pour le sous-échantillon avec information, cette transformation est basée sur la méthode Delta (*nlcom* sous stata).

[21] Les interactions avec la variable « âge <45 » n'ont pas été retenues pour ce modèle car elles ne fonctionnent pas.

L'inverse des résultats observés pour l'ensemble des pêcheurs, il apparaît que l'information écologique vient renforcer l'influence de la pratique du *no-kill* sur le choix du scénario d'interdiction. D'une manière générale, les pêcheurs pratiquant le *no-kill* manifestent une préférence pour le scénario d'interdiction dans la situation avec information. Ces pêcheurs valorisent positivement le recours à une telle mesure pour restaurer les stocks

Nous remarquons enfin que les effets d'échelle sont significatifs. En revanche, la valeur de ce paramètre d'échelle est beaucoup plus élevée dans le cas sans information. Ce dernier résultat semble suggérer que la mise à disposition de l'information écologique ait pu déstabiliser les répondants qui pêchent déjà l'alose à faire leur choix de manière rationnelle

DISCUSSION ET CONCLUSION

Dans ce chapitre, nous avons utilisé la méthode des expériences de choix discrets pour analyser les préférences des pêcheurs récréatifs adhérents à deux fédérations de pêche localisées dans le bassin Adour-Garonne qui constitue un habitat pour l'alose feinte et la grande alose. Pour ce faire, le protocole d'enquête a consisté à réaliser deux versions du questionnaire, l'une de ces versions fournissant une information supplémentaire aux pêcheurs, sur l'état des stocks d'alose depuis 2010 (présentée dans le chapitre 2). Chaque répondant étant affecté de manière aléatoire à l'une des versions du questionnaire, deux sous-échantillons de taille similaire ont été obtenus (sous-échantillon avec information et sous-échantillon sans information). Les estimations ont alors été réalisées séparément sur chaque sous-échantillon. Mais, au-delà d'une approche technique de la question de l'impact de l'information sur les préférences, ce sont bien les sources d'hétérogénéité des préférences entre les scénarios de régulation des usages récréatifs de l'espèce qui ont été au cœur de l'analyse. C'est pourquoi, un focus sur le rôle des préoccupations environnementales dans la structuration des préférences des pêcheurs a été mené. Nous avons cherché également à comprendre comment ces préoccupations interagissent avec l'apport d'information écologique. Ainsi, nous avons cherché à distinguer les préférences des répondants disposant déjà d'une certaine connaissance de l'espèce parce qu'ils ciblent l'alose. Différents types de modèles économétriques ont été mobilisés. Mais finalement, ce sont les estimations d'un modèle G-MNL qui donnent les résultats économétriques les plus performants.

La pêche récréative ne constitue pas la principale cause à l'effondrement des stocks d'alose, les pressions sur la ressource sont multiples. C'est aussi l'avis des pêcheurs que nous avons interrogés. A l'issue des estimations successives des modèles Logit mixte et le modèle G-MNL des préférences de l'ensemble des pêcheurs comme des pêcheurs d'alose, plusieurs résultats importants et stables peuvent être mis en exergue. Tout d'abord, en moyenne l'interdiction de la pêche à l'alose pour restaurer le stock de celle-ci engendre globalement une perte d'utilité en comparaison d'un scénario de préservation basée sur des mesures de régulation incitatives. Cette perte liée à l'interdiction sera plus prononcée pour les pêcheurs pour lesquels la motivation des sorties de pêche est d'attraper une quantité importante de poissons.

Cependant, une partie des pêcheurs préfèrent l'interdiction. La préférence pour l'interdiction peut être renforcée par le fait que le pêcheur pratique le *no-kill* ou par le fait d'avoir des attitudes pro-préservation. Ainsi, les pêcheurs qui ont des attitudes pro-environnementales sont plus enclins à accepter des scénarios d'interdiction à des fins de restauration des stocks des espèces en danger. A notre avis, ce type de résultat est inédit pour le cas de la pêche récréative. Par ailleurs, la fermeture temporaire est considérée donc comme un moyen pour restaurer les stocks de l'alose pour cette partie de pêcheurs. Ce résultat confirme, pour le cas de la pêche récréative, une hypothèse déjà éprouvée dans la littérature selon laquelle : les préférences individuelles sont motivées par des préoccupations environnementales pour la conservation des espèces en danger (Spash, 1997 ; Kotchen et Reiling, 2000). Cependant, pour les pêcheurs qui ciblent l'alose, leurs préoccupation environnementales n'est pas un indicateur à prendre en considération pour expliquer leurs choix. Dans ce cas, c'est la pratique du *no-kill* qu'il faut tenir en compte pour expliquer les préférences des pêcheurs d'alose vis-à-vis de l'interdiction.

Pour ceux qui préfèrent les autres scénarios de régulation à l'interdiction : la préservation de l'espèce via la limitation des captures est perçue comme une mesure indolore, probablement parce que les pêcheurs ont l'habitude de cet outil quand l'instauration d'un timbre est bien considérée comme un coût. Ce coût est par ailleurs une fonction croissante du montant du timbre proposé. Ce dernier résultat nuance celui obtenu par Veiga et al., (2013). Leur étude a été conduite sur les perceptions des pêcheurs récréatifs vis-à-vis des restrictions mises en place pour encadrer la pêche récréative au Portugal. Au total, 1298 entretiens en face-à-face valables ont été réalisés. Les auteurs avancent l'idée que si la plupart des pêcheurs interrogés ne se sont pas opposés au permis de pêche, c'est principalement dû au fait que le coût annuel de celui-ci

était perçu comme abordable et non parce qu'ils le reconnaissaient comme une mesure de régulation légitime. Dans notre cas, c'est le contraire : le timbre spécial alose (à acquitter en plus de la carte de pêche) est bien jugé comme un instrument de préservation plus légitime en comparaison d'une interdiction de la pêche. En outre, un timbre plus élevé est bien perçu comme un coût largement plus élevé.

La même étude conduite par Veiga et al., (2013) montre par ailleurs, que les pêcheurs qu'ils ont interrogés n'ont pas critiqué ni soutenu la mise en place d'une limitation des captures. Selon ces auteurs, les pêcheurs ont déclaré que cette mesure ne les dérangeait pas, car le quota individuel était beaucoup plus élevé que leurs prises habituelles. Il est à noter également que d'une manière générale la limitation des captures comme mesure de régulation de la pêche reste moins contestée par les pêcheurs (Mann et al., 2002 ; Edison et al., 2006 ; Prior et Beckley, 2007) probablement parce que la limite est fixée beaucoup trop haut pour influencer les captures globales des pêcheurs (Smallwood et Beckley, 2012). L'efficacité écologique de cette mesure dépend ainsi de la fixation de ses niveaux, sinon sa mise en place est sans signification (Lewin et al., 2006). Toutefois, il est à noter que ces travaux concernent la pêche récréative en mer.

Dans les travaux d'enquête sur la régulation de la pêche récréative, la variable distance, qu'elle soit mesurée en distance physique ou en temps de parcours (Beville et Kerr, 2009 ; Beardmore et al., 2013 ; Hutt et al., 2013), est souvent présentée aux participants comme un proxy des coûts de transport. Elle a souvent eu, dans ces travaux, un impact négatif sur l'utilité des pêcheurs (Oh et al., 2005 ; Oh et Ditton, 2006), notamment quand il s'agit des sorties de pêche de longue distance. Pour le cas français, le travail mené par Ropars-Collet et Le Goffe (2020) auprès des pêcheurs au saumon trouve également le même résultat : la distance a un impact négatif sur l'utilité des pêcheurs au saumon. En accord avec ces différents travaux, notre étude indique également que la distance est considérée comme un coût à leur activité de loisir. L'utilisation de l'inverse de la distance comme mesure de cette variable montrent par ailleurs que la perte d'utilité infligée au pêcheurs est une fonction décroissante de l'éloignement des sites de pêche. En outre, l'augmentation du nombre de spots ouverts pour la pêche à l'alose continue à être valorisée positivement par l'ensemble des pêcheurs, qu'ils ciblent l'alose ou non. Il faut néanmoins préciser, que d'une façon générale, la pêche de l'alose a lieu sur le trajet de leur remontée vers les aires de ponte, et beaucoup au pied des ouvrages (ponts, barrage). Aussi, plus les "spots" sont éloignés, plus la probabilité de capture est faible. L'éloignement des sites de

pêche peut néanmoins agir indirectement sur la préservation de la ressource. La raréfaction des sorties dans les spots de proximité devrait diminuer la pression sur la ressource.

Nos résultats montrent par ailleurs que l'apport d'information bénéficie à des individus non-familiers (avec peu de connaissances sur l'espèce) car les groupes d'individus qui se sont exprimés dans le cadre du protocole avec information montrent un effet d'échelle plus élevé, dans l'échantillon total, mais un effet d'échelle plus faible pour le groupe de pêcheurs ciblant l'alose. Toutefois, les individus qui se sont exprimés avec le protocole sans information opéraient des choix similaires de ceux qui ont répondu dans le cadre du protocole avec information, qu'ils soient familiers ou non des enjeux concernant l'alose. En outre, la sensibilité écologique via la pratique du *no-kill* apparaît comme un facteur beaucoup plus important à prendre en considération en l'absence d'information. Avec l'apport d'information, cette variable n'intervient plus. Cela signifie, que les efforts doivent être faits pour rendre les enjeux de préservation des espèces en danger comme l'alose « plus familiers » de l'ensemble des pêcheurs, pour que ça ne soit pas seulement ceux qui sont déjà pro-environnement qui pensent bénéficier des scénarios de préservation de l'espèce et seront prêts à soutenir ceux-ci. Concernant les pêcheurs ciblant spécifiquement l'espèce en question, la fourniture de l'information amène ceux pratiquant le *no-kill* à adhérer à des programmes de préservation.

En définitive, cette étude apporte une validation empirique, pour le cas de la pêche récréative d'une espèce en danger, d'une hypothèse - largement éprouvée dans la littérature en économie de l'environnement depuis les travaux de Bergstrom et al., (1990) selon laquelle : l'apport d'information, mais aussi les préoccupations environnementales vis-à-vis du bien évalué, sont des facteurs explicatifs importants des préférences des individus en termes de préservation de la ressource. Ici, la nouveauté illustrée par les résultats démontre que l'apport information vient compenser l'absence de motivations pro-environnementales pour rendre moins douloureuse l'instauration d'un programme de préservation, pour des individus qui ont un usage direct de la ressource comme les pêcheurs.

CHAPITRE 4 – INTERDIRE OU AUTORISER LA PECHE D'UNE ESPECE EN DANGER : UNE APPROCHE EN TERMES DE BIEN-ETRE

INTRODUCTION

La régulation stricte des usages, voire leur interdiction a été érigée comme un moyen permettant de mieux protéger les espèces en danger. La création de réserves sans prélèvement est de plus en plus utilisée comme moyen de préservation des espèces, à l'instar des parcs marins ou des réserves de reproduction dans les eaux douces. Le succès d'un tel outil dépend essentiellement de son acceptabilité sociale (Voyer et al., 2015 ; Ruiz-Frau et al., 2019). Sa mise en œuvre et son effectivité dépendent entièrement de l'adhésion des pêcheurs. Or, c'est un outil qui reste contesté, notamment dans sa version la plus contraignante et restrictive (Faasen et Watts, 2007, Salz et Loomis, 2011).

Une alternative est d'autoriser les usages sans prélèvements, évitant ainsi la moralité par hameçon. C'est le principe guidant la pratique du *no-kill*. Son efficacité écologique reste encore controversée aujourd'hui. Certains travaux montrent en effet, que quand les pêcheurs adoptent cette pratique d'une façon « responsable », la chance de survie des poissons rejetés est plus élevée (Richard et al. 2013 ; Lennox et al. 2015). Mais, on montre également qu'elle peut avoir des effets néfastes sur le plan biologique (Aas et al. 2002 ; Huntingford, et al. 2006). En France, c'est la question de son acceptabilité par les pêcheurs aux poissions migrateurs qui est à l'étude (Ropars-Collet et Le Goffe, (2020), pour le cas du saumon). Les auteurs montrent que les pêcheurs bretons enquêtés ne sont pas prêts pour l'instant à adopter la pratique du *no-kill*.

En ce qui concerne les espèces fragiles, en l'occurrence les poissons migrateurs, les travaux disponibles montrent des conclusions mitigées quant à l'efficacité des mesures de régulation de la pêche récréative ciblant ces espèces. A titre d'exemple, le travail de Beardmore et al. (2011) montre que les mesures réglementaires les plus contraignantes comme l'interdiction de pêcher l'anguille européenne en Allemagne ont été les moins efficaces. Ce poisson n'ayant pas d'espèce substitut pour les pêcheurs-amateurs en tant que consommateur, la baisse de l'effort de pêche malgré la régulation de sa capture a été marginale. Par ailleurs, le statut de l'espèce « rare » ou « en danger » peut renforcer l'attractivité de l'espèce auprès des pêcheurs sportifs

(Cooke et al., 2014), des mesures réglementaires comme la taille minimale des captures ou encore le *catch-and-release* ne pouvant enrayer l'augmentation de la mortalité par hameçon (Johnston et al., 2015).

Le maintien de la pêche récréative ciblant ces espèces en danger peut faire l'objet de controverses d'ordre éthique, politique et scientifique. Afin de défendre le maintien de cette catégorie de pêche, les arguments souvent avancés sont à relier notamment aux bénéfices indirects que la pêche récréative fournit à la conservation des espèces rares et/ou en danger (Cooke et al., 2014). La pêche récréative et les pêcheurs sont considérés comme un levier primordial en contribuant directement et indirectement à la gestion et à la préservation des habitats des ressources aquatiques. Les pêcheurs récréatifs peuvent être impliqués directement dans les dispositifs de préservation sous forme de bénévolat pour l'entretien des milieux (la mission la plus courante), ou indirectement via leur carte de pêche (en France, une partie de cette cotisation est automatiquement allouée à la protection des milieux et des espèces).

Un autre argument, en faveur du maintien de la pêche des espèces menacées, repose sur l'idée soutenue notamment par des auteurs comme Limburg et Waldman (2009) : il est souvent difficile de dissocier usage et préservation des habitats et écosystèmes. Les principaux usagers de ces habitas sont également les principaux acteurs en faveur de leur préservation (Gramaglia, 2009). Une fois que l'intérêt (et la demande) pour une espèce se réduit et que les principaux usagers se retournent vers d'autres espèces cibles, il devient plus difficile de mobiliser ces acteurs pour mettre en place des mesures de restauration des habitats. Ces espèces vont « tomber dans l'oubli » ce qui peut conduire à ce qu'on appelle en sociologie une « anomie sociale ». Il en résulte non seulement une perte de populations d'espèces, mais aussi une disparition des services écosystémiques que leurs habitats étaient susceptibles de fournir lorsqu'ils étaient en meilleur état (Limburg et Waldman, 2009).

Une approche de la gestion des usages des ressources naturelles dite fondée sur les écosystèmes (Christensen et al. 1996 ; Pikitch et al. 2004 ; MEA, 2003, 2005) s'appuie sur le développement de stratégies plus inclusives. En d'autres termes, elle doit prendre en considération les avantages que les communautés locales et les territoires tirent des écosystèmes et de la biodiversité (Tallis et Polasky, 2009). La décision publique en matière de préservation de la biodiversité implique des arbitrages. Et quand elle impose des contraintes fortes en matière d'usage des ressources, elle fait à la fois des gagnants et des perdants. L'évaluation économique des bénéfices comme

des coûts des politiques environnementales, en termes de VBE permet de tenir compte des valeurs accordées à ces ressources du point de vue de leurs principaux usagers (potentiels ou effectifs).

Afin d'identifier sous quelles conditions les pêcheurs récréatifs sont enclins à accepter des nouvelles régulations des usages de l'alose pour restaurer son stock, nous avons mis en œuvre une expérience de choix délibérative (DECE) - une nouvelle méthodologie d'évaluation participative qui « hybride des techniques » d'évaluation quantitative et qualitative (Schaafsma et al., (2018) pour le guide méthodologique ; et Lienhoop et Volker, 2016 ; Kenter et al., 2016 ; Owuor et al., 2019, pour des exemples d'application).

L'application de la méthode des expériences de choix traditionnelle a permis d'étudier dans le chapitre 3 les préférences des pêcheurs pour aider à la conception des scénarios de régulation de la pêche à l'alose. Elle a permis d'apporter des éclairages en lien avec des questions comme : est-ce que les pêcheurs sont sensibles au montant du timbre alose ? Comment réagissent-ils aux différents niveaux de quota individuels en matière de prises qui leur sont imposées ? En outre, l'analyse économétrique a permis d'étudier si les rapports à ces différents attributs ayant servi à la conception d'un scénario de régulation sont différents selon certaines caractéristiques des pêcheurs, et notamment selon leurs préoccupations environnementales. Elle a permis également de tester le rôle de l'information écologique, comme moyen de les sensibiliser à la cause de la préservation. Elle a mis notamment en évidence que certains pêcheurs (qu'ils ciblent ou non l'alose) préfèrent l'implémentation de l'interdiction, en lieu et place de la poursuite d'une pêche mieux régulée. La méthode délibérative va nous permettre ainsi d'approfondir ces différents résultats. Elle nous sert à la fois : i) à déterminer quels sont les attributs les plus importants qui peuvent aider à la conception des scénarios de régulation de la pêche, comme précédemment ; ii) mais aussi à comprendre pourquoi ils valorisent tel ou tel scénario de régulation.

La suite du chapitre est organisée de la façon suivante. D'abord, nous présentons la méthode de récolte de données et l'échantillon enquêté dans la section 1. Par la suite, nous présentons les profils environnementaux des répondants dans la section 2. Ensuite, nous menons nos analyses économétriques pour explorer les déterminants des préférences en matière de régulation de la pêche d'une espèce en danger (section 3). La section 4 s'intéresse à l'évaluation des CAP et la

VBE des pêcheurs pour les différentes mesures. La section 5 détaille l'analyse des débriefings des pêcheurs, avant de discuter les résultats et de conclure.

1. UNE EXPERIENCE DE CHOIX DELIBERATIVE

1.1. Fondement théorique de la méthode délibérative

La méthode des expériences de choix délibérative devient de plus en plus courante. Elle s'est construite à partir d'un ensemble de constats quant aux limites de la méthode des expériences de choix dite traditionnelle. Les principales hypothèses qui différencient un exercice d'expériences de choix standard et d'un exercice d'expériences de choix délibérative sont présentées dans le tableau 29. Ce tableau a été élaboré à partir des travaux de Niemeyer et Spash (2001), et qui ont été revisités par Lienhoop et al., (2015).

Une différence majeure tient au fait que les évaluations économiques standard reposent sur l'hypothèse de rationalité des individus (en référence notamment à la figure du consommateur rationnel en économie) tandis que les évaluations délibératives s'inspirent des autres méthodes d'évaluation qui considèrent l'individu dans sa figure de citoyen réfléchi ayant des préférences socialement construites. C'est pour cette raison, que la mise à disposition de l'information et l'organisation des échanges entre les participants constituent des critères de réussite et de validité des évaluations des préférences par la méthode des expériences de choix délibératives.

Hypothèses	Evaluation économique standard	Evaluation économique délibérative
Individu	Informé, consommateur rationnel	Non-informé, rationalité limitée
Préférences	Prédéfinies, stables, certaines	Prédéfinies et construites en partie.
Objectif	Résultats	Résultats et le processus de l'enquête
Représentativité	Statistique	Politique et statistique
Résultat	Agrégation des CAP individuels	Agrégation des CAP individuels

Tableau 29 : La comparaison de l'expérience de choix standard versus délibérative.
Source : Niemeyer et Spash, 2001 et Lienhoop et al., 2015**.**

Par ailleurs, dans la pratique des expériences de choix ou plus largement des méthodes des préférences déclarées, les « *focus groups* » servent souvent à préparer les études. Dans ce cadre, la forme de délibération permise par le focus group sert spécialement à clarifier des questions plutôt techniques (quels types d'attributs par exemple), pour mieux construire le protocole final (Lienhoop et al., 2015). Dans le cadre des expériences de choix délibératives, la mise en participation des enquêtés peut emprunter deux types de dispositifs : soit au travers d'un tour de table (*Market stall*), soit au travers d'une session d'échanges (*workshop*). Dans les deux dispositifs, la session est gérée par un animateur. Le tableau 30 rapporte quelques travaux qui appliquent ces dispositifs comme démarche d'évaluation des préférences.

Articles	Méthode de délibération utilisée	Taille de l'échantillon	Nb.de groupes
Álvarez-Farizo et al. (2007)	Market Stall	24	2
Ito et al. (2009)	Valuation Workshop	36	6
Kenter et al. (2011)	Valuation Workshop	447	46
Balderas Torres et al. (2012)	Market Stall	332	NF
Christie et al. (2012)	Valuation Workshop	447	46
Lienhoop et Volker (2016)	Market Stall + Valuation Workshop	125	12
Owuor et al., (2019)	Valuation Workshop	274	14
Rambonilaza (2019)	Valuation Workshop	45	5
Balaine et al. (2020)[22]	Valuation Workshop	32	4
Lliso et al., (2020)	Valuation Workshop	248	24

Tableau 30 : Ensemble d'articles utilisant la méthode des expériences de choix délibératives.
Source : Bunse et al. (2015), actualisée avec des travaux plus récents. Liste non-exhaustive. NF : non-fourni.

Dans la plupart de ces études, la procédure délibérative a été conduite de la manière suivante : i) une présentation introductive de l'enquête ; ii) une première évaluation (round 1) effectuée individuellement ; iii) la mise en place de la méthode délibérative ; iv) une répétition de l'évaluation individuelle (round 2).

[22] Cette étude utilise un échantillon global de 168 individus dans l'expérience de choix traditionnelle, mais pour la partie délibérative, elle s'est limitée à un sous-échantillon de 32 individus répartis en 3 groupes (sessions).

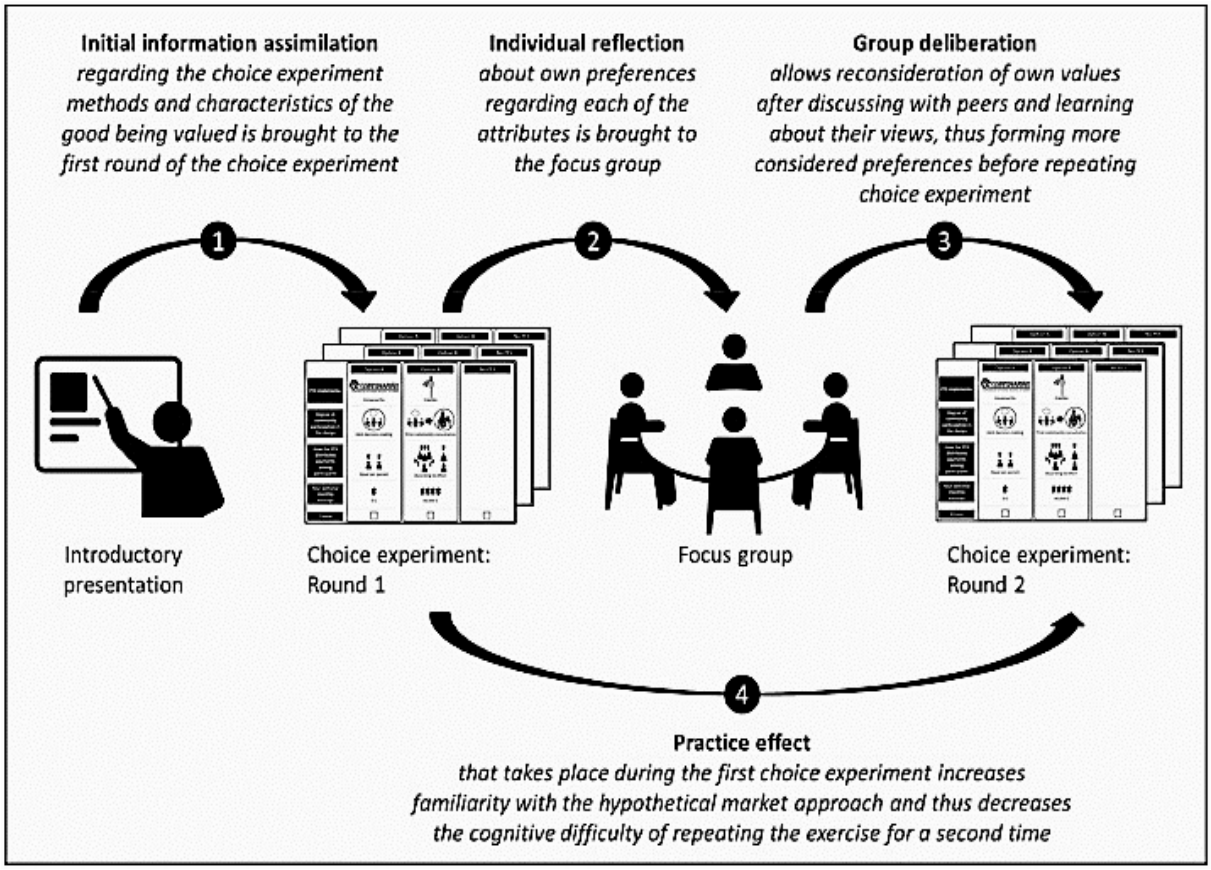


Figure 19 : Les étapes d'une expérience de choix délibérative.
Source : Lliso et al. (2020).

Malgré la diversité des versions adoptées selon les contextes d'études, un protocole d'expériences de choix délibératives suit généralement les mêmes étapes telles que décrites dans la figure 19. Ces différentes étapes visent à organiser l'enquête de manière à favoriser des échanges entre les participants, et à leur accorder des temps d'informations et de discussions, afin de les aider à être confiants dans l'élaboration de leur choix. Une variante introduite par Lienhoop et Volker (2016), consiste à libérer les participants après la première session, puis les réinterroger individuellement quelques jours plus tard.

Afin de permettre la récolte des données qualitatives, le protocole d'expériences de choix délibératives, mis en place pour ce travail, se démarque légèrement de ce qui est à l'œuvre jusqu'à présent dans la littérature. Comme nous verrons dans la section suivante : l'enquête procède bien en deux rounds avec un temps de pause, de réflexion et d'informations au milieu. En revanche, le temps d'échanges, sous forme de débriefing est décalé à la fin de chaque session pour permettre aux participants de s'exprimer davantage sur l'exercice, mais aussi de donner leur opinion sur les scénarios évalués.

1.2. Une expérience de choix à deux rounds avec un debriefing

L'expérience de choix délibérative consiste en définitive à réinsérer les exercices de choix qui décrivent différents scénarios de régulation de la pêche déjà utilisés dans le chapitre 3 et détaillés dans le chapitre 2, au sein d'un protocole délibératif. L'administration de l'enquête s'est déroulée au sein d'une session d'une durée totale de 2h00 pendant laquelle les participants sont invités à répondre au questionnaire. Chaque session était composée de deux rounds et animée par une modératrice. Les participants répondaient aux scénarios dans les deux rounds. Avant le round 2, la modératrice délivrait une information pertinente aux pêcheurs sur l'évolution des stocks de l'espèce en question sous forme d'une conférence (avec des supports de présentation en power point). L'information scientifique est rapportée dans le chapitre 2. A la fin de chaque session, un temps libre d'échanges\discussions et d'expression est donné aux participants.

Dans ce contexte, la problématique usuelle de l'information, de l'absence de connaissances ou encore des charges cognitives des expériences de choix traditionnelles sont limitées en offrant aux pêcheurs plusieurs occasions d'apprentissage tout au long de l'enquête (Lliso et al., 2020). La première occasion se présente lors de l'exposé effectué par la modératrice des différentes informations et enjeux liés à l'espèce étudiée (ces informations sont détaillées dans l'annexe 11). Ce *cheap talk* est censé donner à tous les participants les mêmes informations sur l'espèce. La deuxième occasion se présente pendant le travail cognitif qui accompagne la réalisation de l'exercice de choix lors du premier round. Ce travail permettrait aux participants d'avoir une première réflexion sur leurs préférences par rapport aux différents scénarios. Les informations délivrées par la modératrice sur l'évolution des stocks de l'espèce cible offriraient également aux participants une troisième occasion d'apprendre et de réfléchir sur les choix qu'ils vont effectuer pendant le deuxième round de l'enquête. Quatrièmement, comme les participants sont amenés à répéter les mêmes exercices de choix (au deuxième round), ils se sont familiarisés non seulement avec les différents aspects relatifs à l'espèce étudiée mais également avec leurs scénarios préférés. Enfin, les débriefings à la fin de chaque session offrent aux participants une cinquième occasion d'apprendre. Ces discussions permettent aux participants de défendre leurs choix ou bien d'apprendre de ceux des autres. Les grandes étapes de notre approche délibérative sont schématisées dans la figure 20.

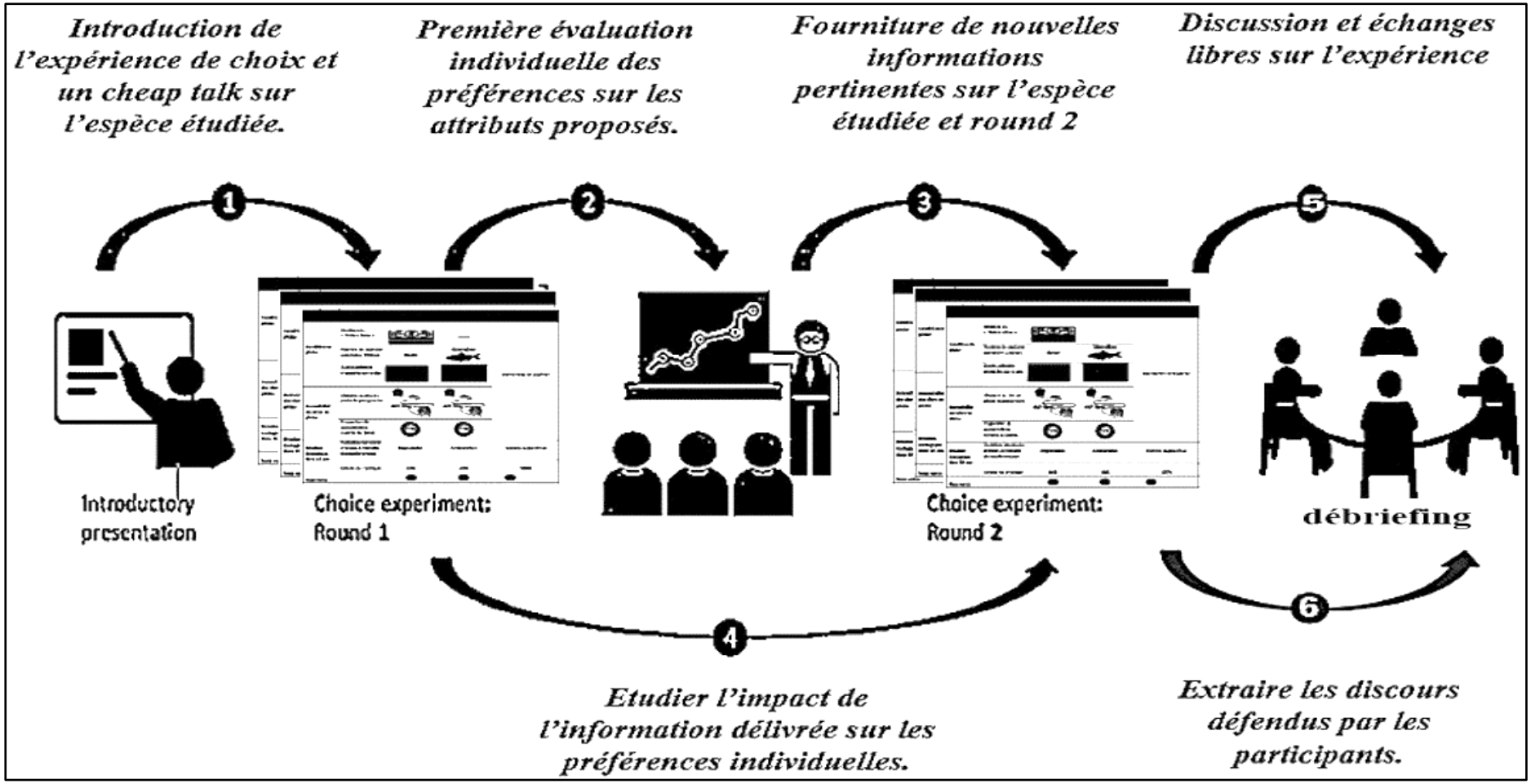


Figure 20 : Schéma illustratif des grandes étapes de notre expérience de choix sous un protocole délibératif.
Source : Lliso et al. (2020) et création personnelle.

Le questionnaire d'enquête ne s'est pas limité uniquement aux expériences de choix à opérer. Il comportait d'autres rubriques permettant de récolter un ensemble d'informations, telles que les caractéristiques sociodémographiques des enquêtés, leurs pratiques de pêche (techniques utilisées…), leurs perceptions de la réglementation et la gestion actuelle de la pêche, leur connaissance des poissons migrateurs et leurs préoccupations environnementales. En d'autres termes, cette partie du questionnaire réplique la version mobilisée pour l'expérience de choix dite « traditionnelle » du chapitre 3.

Six sessions qui durent environ 2h00 chacune ont été ainsi organisées. Chaque session met en participation 8 à 12 personnes appartenant aux fédérations de pêche de la Gironde et de la Charente-Maritime (trois sessions par département). Les sessions ont été réalisées dans les locaux des deux fédérations, dans des salles spécifiquement dédiées à ce type d'études (matériel d'enregistrement des débats, support visuel, distanciation entre les participants pour éviter les échanges). Chaque enquêté avait à sa disposition une tablette, lui permettant de répondre au questionnaire. L'ensemble des instructions sur la manière de répondre au questionnaire étaient données par la modératrice au début de la session, avec la présentation des différents scénarios. Le récapitulatif du déroulé d'une session est rapporté dans l'encadré 2.

Il faut souligner néanmoins que le recrutement des participants s'est fait sous forme d'appel au volontariat avec une contrepartie financière pour chaque participant. L'enquête a eu lieu entre janvier et février 2019 avec 62 participants au total. Le nombre de participants est beaucoup plus faible que ce qui est observé dernièrement dans la littérature (tableau 30). En effet, au départ les auteurs ne cherchaient pas nécessairement à disposer d'échantillon représentatif de la population cible de l'évaluation. Mais, les travaux récents ont fait de ce critère, un enjeu majeur de leur analyse. Sur le plan technique, un exercice d'expérience de choix requiert au minimum 20 individus pour être valable (Lancsar et Louvière, 2008). En ce sens, la taille de notre échantillon reste relativement plus restreinte en comparaison des dernières applications des expériences de choix délibératives. En outre, les pêcheurs interrogés ne sont pas représentatifs des pêcheurs adhérents des deux fédérations impliquées dans l'étude. Ainsi, si les analyses économétriques des données issues de cette enquête sont valides, nous ne pouvons pas généraliser les résultats obtenus à l'ensemble des pêcheurs des deux fédérations

Programme d'une session	Durée
I – Accueil des participants - Collecte des informations sociodémographiques - Les pratiques de pêche et lien avec le monde la pêche - Connaissances des poissons migrateurs	15 à 20 min
II – Introduction de la session - Ouverture de la session sur le sujet ; - Questions introductives, explication des règles de l'expérience ; - Cheap talk sur les aspects de l'espèce étudiée	10 min
III – Expériences de choix (Round 1) - Explication de l'exercice ; - Présentation du scénario hypothétique ; - Première série d'expériences de choix et questions de suivi.	30 à 40 min
IV – Discussion avec les participants - Fournir des informations scientifiques et écologiques pertinentes. Sans discussions entre les participants	5 à 10 min
V – Expériences de choix (Round 2) - Deuxième série d'expériences de choix et questions de suivi.	20 min
VI – Débriefings - Tour de table sur l'exercice - Discussions et échanges libres sur différents aspects	30 à 40 minutes
VII – Clôture de la session - Remerciement des participants - Distribution des chèques de dédommagement	5 min

Encadré 2: Le programme d'une session

1.3. L'introduction d'une approche qualitative : le débriefing

Le recours à une méthode qualitative pour appuyer les résultats sur les choix opérés dans le cadre d'une expérience de choix semble être nécessaire. La combinaison des expériences de choix avec une approche qualitative offre un double avantage (Golden et al., 2019) : i) augmenter l'intérêt de l'enquête avec deux types de données à analyser ; ii) compenser la taille limitée de l'échantillon (ce qui est souvent le cas dans le cadre des expériences de choix délibératives) en recueillant des données riches et approfondies sur les positions et les opinions des enquêtés. En outre, l'utilisation conjointe des méthodes quantitatives et qualitatives permettrait d'avoir une image encore plus nuancée des préférences et du comportement des pêcheurs (Magee et al., 2018). Elle permet également de compléter, voire renforcer les conclusions des données quantitatives (Golden, et al., 2019).

Par ailleurs, l'application des méthodes qualitatives dans le cadre des expériences de choix pour la régulation de la pêche récréative restent encore rares. Les travaux existants ont tendance à utiliser ces méthodes qualitatives principalement pour recueillir des données quantitatives ou pour élaborer les questionnaires d'enquêtes (voir Ward et al., 2013). La seule étude qu'on a pu recenser est celle menée par Golden et al, (2019). Leur étude a investigué les préférences des pêcheurs récréatifs pour le Taïmen (appelé aussi le saumon de Sibérie) au nord de la Mongolie. Pour compléter les choix opérés par leur échantillon, les auteurs ont élaboré des entretiens individuels, comme méthode qualitative.

C'est donc la première fois, que la méthode dite du débriefing est mobilisée à la fois comme approche qualitative accompagnant un exercice d'expérience de choix, et comme méthode de recueil de données sur les opinions des pêcheurs (illustré dans la figure 20). Le débriefing permettrait d'extraire les discours défendus par les pêcheurs. Nous avons laissé, à l'issue de ces expériences de choix, un temps d'échange et de discussions libres permettant ainsi aux participants de s'exprimer davantage, de donner leur avis, exprimer leur sentiment et incompréhension par rapport aux différents aspects abordés pendant l'exercice. Cette approche nous permet in fine de disposer de deux jeux de données différents sur les mêmes individus sur le même sujet.

2. LES PROFILS DES REPONDANTS

En raison de la petite taille de l'échantillon, il sera difficile de traiter dans les régressions économétriques les différentes sources d'hétérogénéités en lien avec les caractéristiques observables des pêcheurs. C'est pourquoi, nous allons accorder une attention particulière à l'analyse de la variabilité des traits caractéristiques des pêcheurs qui ont répondu à notre enquête, à identifier et comprendre quels sont leurs rapports aux enjeux de l'alose, et distinguer les différentes pratiques de la pêche à l'alose.

2.1. La connaissance des poissons migrateurs

Durant l'enquête, nous avons testé l'état des connaissances des participants sur les poissons migrateurs. Les résultats de ce test révèlent que la grande majorité des répondants ont déjà entendu parler des menaces liées aux poissons migrateurs. Parmi une liste de cinq poissons, plus de 66% de répondants ont reconnu le saumon atlantique, 38% ont reconnu la grande alose et 41% ont reconnu l'alose feinte. Les résultats de ce test sont rapportés dans la figure 21.

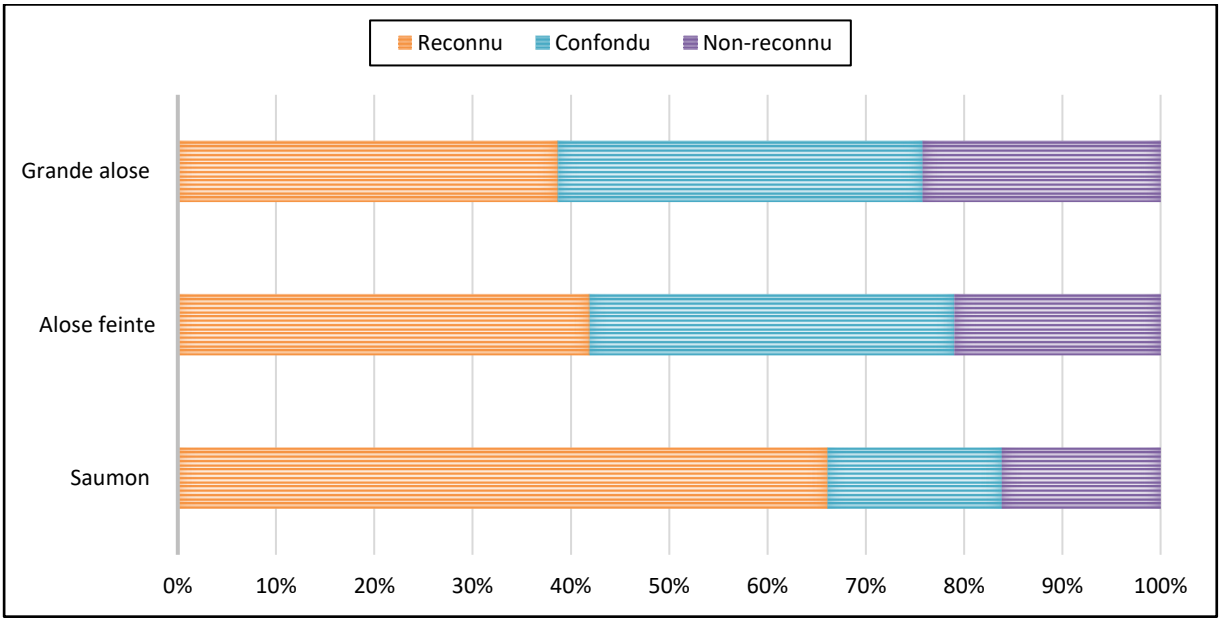


Figure 21 : Les résultats sur la reconnaissance de certains poissons migrateurs

Plus de 37% de répondants ont confondu l'alose (feinte et grande) avec les autres poissons. Dans la plupart des cas, ils ont confondu les deux espèces entre elles (alose feinte contre grande alose). Cela peut aussi donner une indication sur la nécessité de renforcer les connaissances des pêcheurs quant aux poissons migrateurs. Cependant, ces résultats ne peuvent pas être généralisés compte tenu du nombre limité de participants à notre étude. La plupart des répondants ont déjà une expérience de pêche avec des poissons migrateurs. Plus de 70% d'entre eux ont déjà pêché l'alose feinte, plus de 24% ont déjà pêché le saumon et 16% ont déjà pêché la grande alose.

2.2. La perception de la gestion actuelle de la pêche récréative

Nous explorons ici deux types de perceptions, à savoir, les perceptions par rapport aux réglementations actuelles de la pêche et les perceptions par rapport aux efforts de protection des espèces. Nous avons demandé aux participants de se prononcer sur leurs degrés d'accord par rapport aux différentes contraintes imposées à la pêche et aux différents instruments visant à préserver les stocks des populations de poissons. Leurs réponses ont été évaluées à l'aide de l'échelle de Likert à 7 points allant de « totalement en désaccord » à « totalement en accord ».

En ce qui concerne les contraintes imposées à la pêche, la moitié (50%) des répondants pensent que la réglementation est devenue trop complexe. Plus de 33% pensent le contraire. Plus de 41% de participants pensent aussi que le coût de l'activité est devenu élevé tandis que plus de 38% pensent le contraire et 19% de participants préfèrent ne pas donner leur avis sur cette question. Plus de la moitié (58%) sont d'accord avec le fait que les pêcheurs manquent d'informations. Quant à l'accès aux sites de pêche, plus de 43% des répondants pensent qu'il est devenu difficile et plus de 37% trouvent que les prises sont devenues rares. En définitive, on constate qu'il existe une demande de la part des pêcheurs pour améliorer les conditions d'accès à la pêche. L'ensemble des réponses des pêcheurs sont résumées dans la figure 22. La question 1 concerne, la complexité de la réglementation de la pêche récréative. La question 2 concerne les dépenses liées à la pêche. La question 3 concerne le manque d'informations de la part des pêcheurs. La question 4 concerne l'accès difficile aux sites de pêche. En fin, la question 5 concerne la rareté des prises.

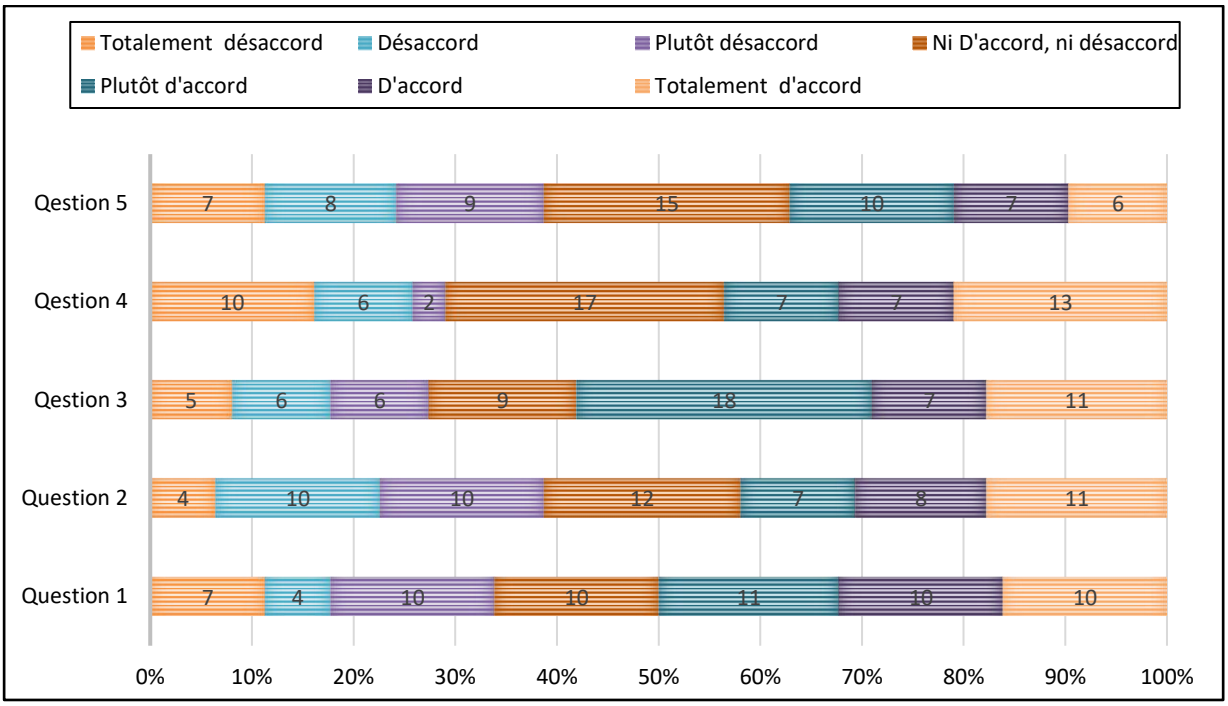


Figure 22: Les réponses des pêcheurs vis-à-vis des contraintes imposées à la pêche.

Par ailleurs, nous avons demandé aux participants de citer les menaces qui pèsent sur la survie des poissons migrateurs. Les résultats sur la première menace évoquée par les pêcheurs montrent que la pollution de l'eau reste la principale menace pour plus de 67% des répondants. Les obstacles et barrières pour la migration des poissons est aussi une menace principale sur la survie des poissons pour plus de 59% des interrogés. La pêche illégale et l'effort de pêche excessif sont aussi des menaces importantes pour plus de 40% de notre échantillon. Le manque de réglementations assez strictes est une cause aussi pour 14% de la population. Le réchauffement climatique reste en dernière position comme menace avec moins de 13% de réponses. La répartition des réponses est détaillée dans l'annexe 12.

Concernant leurs perceptions vis-à-vis des actions visant à préserver les stocks de poissons, les répondants sont largement favorables à la mise en place d'une limitation journalière des captures (plus de 83%) et de renforcer l'information des pêcheurs (plus de 80%). En revanche, les répondants sont très partagés concernant la généralisation de la remise à l'eau obligatoire des poissons capturés, et même dans le cas où c'est souhaitable, ils suggèrent que la pratique

du *no-kill* se fasse sur la base du volontariat. Ils adhèrent à l'idée qu'une fermeture temporaire de la pêche pourrait être une solution efficace pour la restauration des stocks. La répartition de l'ensemble de leurs réponses est résumée dans la figure 23. La question 1 concerne la mise en place d'une limitation des captures. La question 2 concerne le renforcement des connaissances des pêcheurs. La question 3 concerne la nécessité et l'efficacité des fermetures temporaires. En fin, la question 4 concerne la généralisation d'une remise à l'eau systématique des prises.

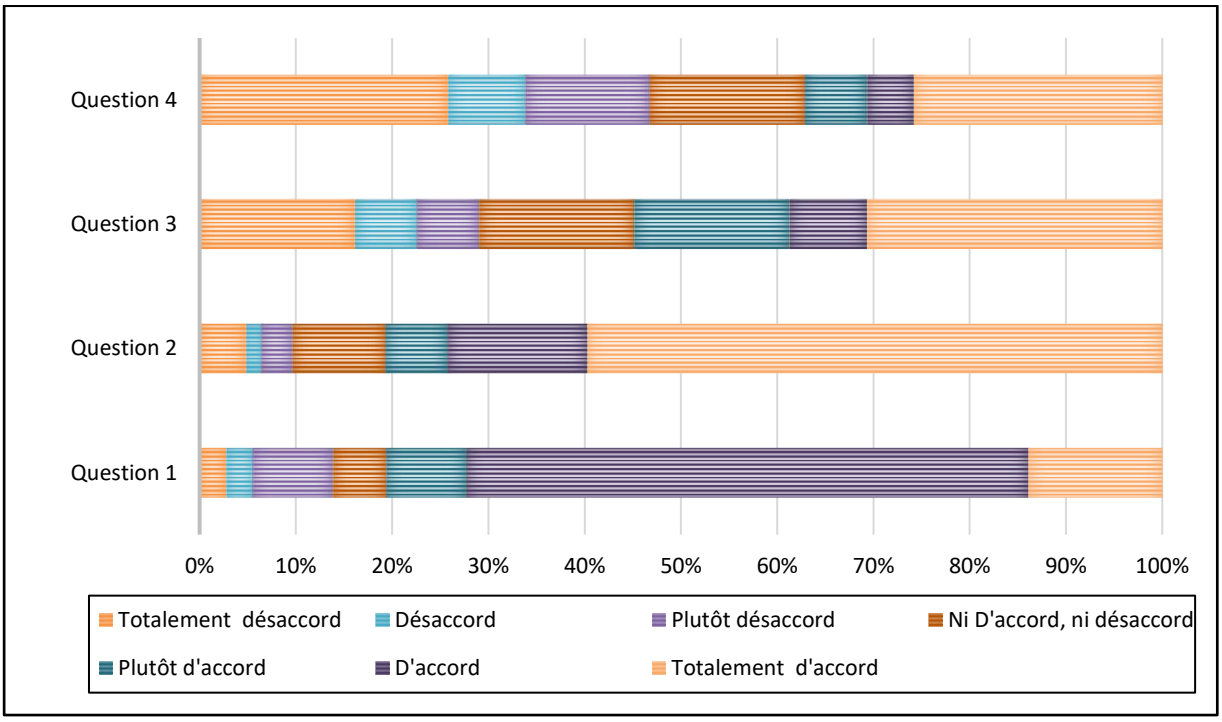


Figure 23 : Les réponses des pêcheurs vis-à-vis des actions visant à préserver les stocks.

2.3. Les profils pro-environnementaux des enquêtés

Nous nous sommes intéressés aux préoccupations environnementales des pêcheurs. Ces préoccupations environnementales peuvent avoir un impact sur les choix opérés par les pêcheurs en matière de scénario de régulation à privilégier pour la restauration des stocks d'alose. Pour ce faire, nous avons distingué, les attitudes environnementales spécifiques des attitudes globales (voir chapitre 2). L'évaluation des échelles de Moussaoui et al 2016, la version française de l'Inventaire d'Attitudes Environnementales à 24 items (Mulfont et Duckitt,

2010), permet d'identifier les dimensions distinctes des valeurs environnementales (en lien avec la préservation et l'utilisation des ressources naturelles) portées par les pêcheurs.

Ainsi, l'échantillon des pêcheurs qui ont participé à cette enquête est généralement pro-environnement puisque le score moyen de la dimension de l'utilisation est faible (2.88) et le score moyen de la dimension préservation est plus élevé (5.25). Leurs scores ne sont pas éloignés de ceux obtenus pour l'échantillon total des pêcheurs ayant répondu à notre enquête dans le chapitre 3. Ces résultats sont détaillés dans le tableau 31.

Dimension	Nb de pêcheurs	Moyenne	Ecart-type
Utilisation	62	2.789	0.737
Préservation	62	5.247	0.681

Tableau 31 : Les scores des deux dimensions de l'EAI-24.

2.4. Les profils de pratiques des enquêtés

Pour caractériser les pratiques de pêche de notre échantillon, nous avons procédé en deux étapes. Premièrement, nous avons adopté la méthode de l'« analyse des correspondances multiples » (ACM) afin d'étudier les différentes facettes des pratiques des pêcheurs interrogés. L'ACM est une méthode d'analyse multidimensionnelle qui permet l'étude d'un individu ou un groupe d'individus caractérisés par un ensemble de variables. Elle permet donc d'étudier les liaisons pouvant exister entre ces différentes caractéristiques (variables). En ce sens, nous avons intégré un ensemble de variables relatives aux pratiques adoptées par les pêcheurs, d'une part et les motivations manifestées pour pratiquer cette activité, d'autre part. Cette première étape nous permet d'explorer les proximités entre les variables caractérisant les réponses des participants. Nous avons appliqué cette méthode à l'aide du package *mca* disponible sous STATA. (https://www.stata.com/manuals13/mvmca.pdf)

Dans un second temps, nous avons mis en place une classification des pêcheurs à l'aide d'une analyse des clusters (*cluster analysis*). Cette seconde étape consiste à caractériser notre échantillon à travers des typologies potentielles de pêcheurs en termes de pratiques. Elle permet notamment de disposer d'une vision globale des informations contenues dans de grandes bases

de données, comme la nôtre. La classification par cluster est une approche exploratoire permettant « d'identifier des groupes homogènes d'individus ». Il existe plusieurs méthodes pour mettre en place l'analyse des clusters d'une base de données. Nous avons adopté pour nos données une analyse hiérarchique permettant ainsi de réduire au minimum le nombre de groupes sans pour autant perdre les caractéristiques pertinentes de chaque groupe. Cette technique s'est opérée à l'aide de la commande *cluster* disponible sur STATA. (https://www.stata.com/manuals13/mvcluster.pdf)

Dans l'ACM, nous avons inclus un ensemble de réponses des pêcheurs traduisant leurs caractéristiques propres en termes de pratiques de pêche. La représentation graphique de la répartition des variables retenues dans l'analyse est détaillée dans la figure 24. Nous allons interpréter uniquement les deux premières dimensions : cela est suffisant ici puisque plus de 50% des inerties sont expliquées par ces deux dimensions. De plus, l'interprétation de toute autre dimension se fait selon le même principe. L'idée est de repérer les modalités ayant des contributions importantes aux axes et de regarder ensuite leur positionnement sur le graphique.

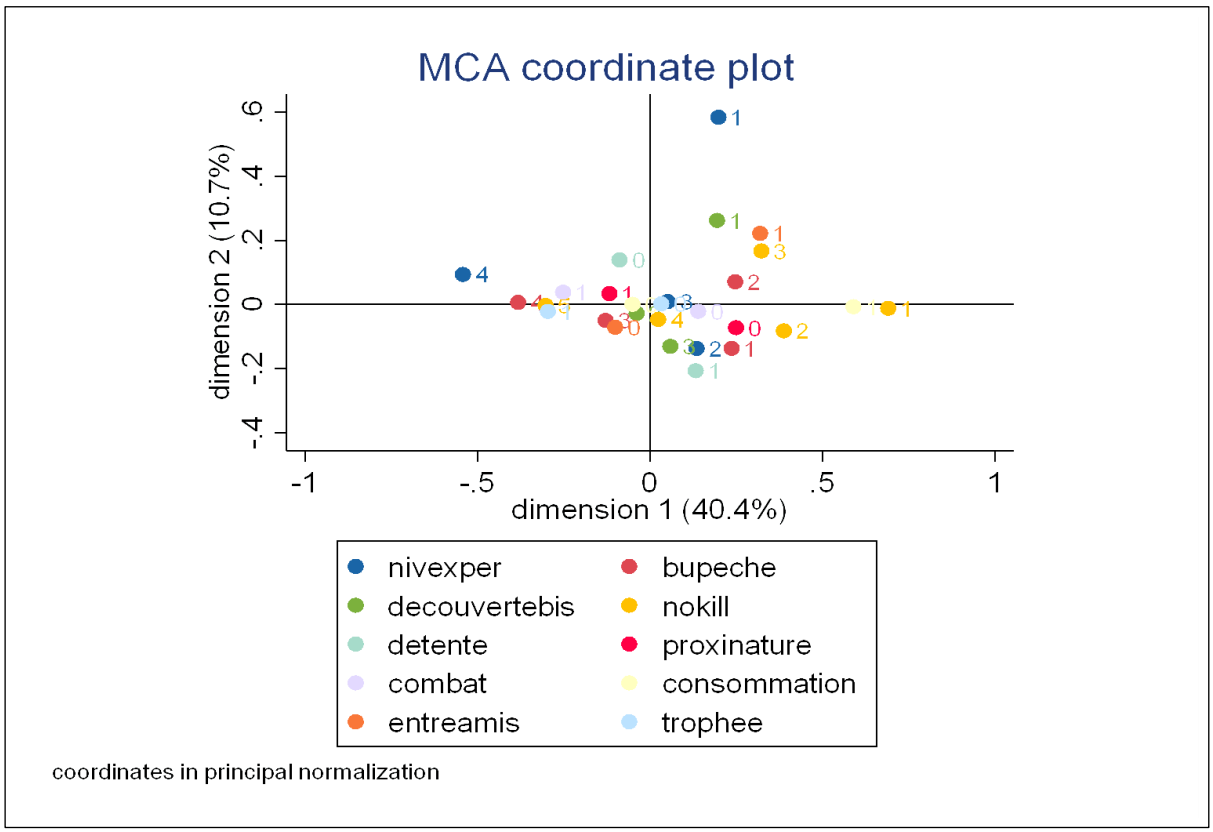


Figure 24: La représentation graphique selon les deux dimensions.

Sur l'axe 1, la variable la plus importante correspond au niveau quatre (pêcheur expert) de la variable « niveau d'expérience » (notée ici *nivexper*). Elle contribue à plus de 12% à la formation de cet axe. En observant le graphique, on voit que l'axe 1 discrimine le niveau « expert » de la pêche, à gauche, et le niveau « débutant » et « intermédiaire », à droite. On peut donc l'interpréter essentiellement comme l'axe d'opposition entre les pêcheurs expérimentés et les pêcheurs moins expérimentés en matière de pratique de la pêche. Les modalités repérées sur le graphique et proches du « niveau expert = 4 » de la pêche sont : l'allocation d'un budget important à cette activité (plus de 700€), la pratique systématique du *no-kill*, le combat et la capture d'un poisson « trophée » qui sont deux motivations importantes pour pratiquer la pêche. Toutes ces caractéristiques, font en effet référence à la pêche sportive.

Sur l'axe 2, les contributions les plus importantes sont celles du niveau « débutant » de pratique de la pêche avec plus de 17%, celle liée à la « détente » et « passer du temps entre amis » comme motivations pour pratiquer la pêche avec 18% et 12%, respectivement. On peut observer dans ce cas aussi une nette discrimination selon cet axe entre une pêche amateure et une pêche plus sportive. Les modalités les plus proches sont la « découverte de la pêche par le biais d'un ami ». Ces individus dépensent moins et pratiquent parfois le *no-kill*. On peut remarquer également que leur niveau d'expérience est un niveau « débutant ».

A partir de ces premiers résultats issus de l'ACM, on peut constater que deux catégories de pêche émergent étant donné les motivations et les caractéristiques de notre échantillon, à savoir : une pêche « sportive » et une pêche « amateure ».

Les résultats de l'ACM nous ont permis d'avoir un premier aperçu de la distribution des catégories des variables, mais surtout de déterminer le nombre de dimensions sur lesquelles il faut se baser pour réaliser l'analyse par cluster. Nous avons donc opté pour une classification hiérarchique ascendante. Puis, nous avons décrit la composante de chaque cluster et analysé la distribution des variables utilisées dans les différents clusters.

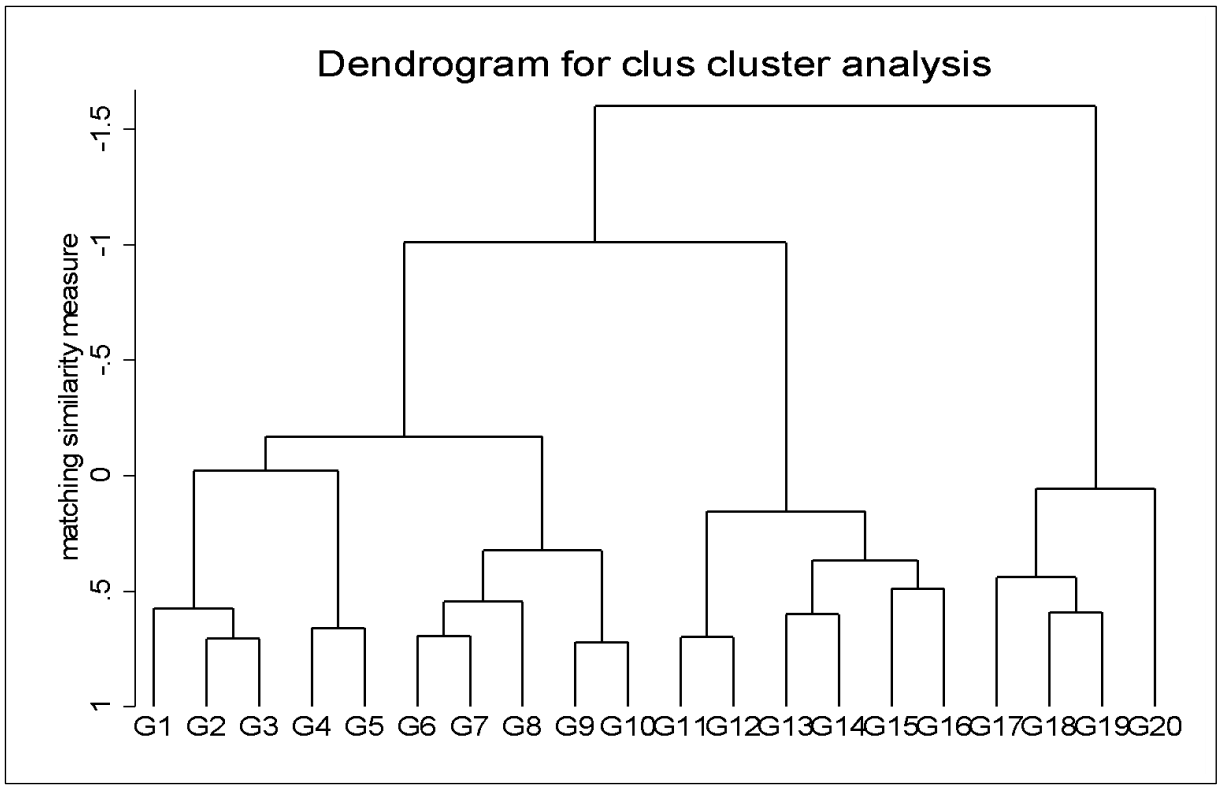


Figure 25 : Le dendrogramme issu de l'analyse par cluster, approche de Ward.

A partir du dendrogramme présenté dans la figure 25, et généré à partir de l'approche de Ward, on peut constater qu'entre 3 et 4 groupes de profils se dessinent. Cependant, pour déterminer le nombre de groupes adéquat, nous avons effectué le test de Calinski & Harabasz (pseudo-F) dont les résultats sont présentés dans l'annexe 13. Finalement, ces résultats montrent que l'indice pour 2 groupes (clusters) est le plus élevé. Ce qui confirme les résultats de l'ACM ci-dessus. Le premier et le deuxième groupe contiennent 45 et 17 individus, respectivement. La structuration en deux groupes semble également raisonnable au regard de la taille de l'échantillon.

Le groupe 1, se compose principalement de pêcheurs avec un niveau « intermédiaire », voire « avancé » d'expérience, dépensant un budget en dessous de la moyenne de notre échantillon (225€) et pratiquant parfois le *no-kill*. Ils sont notamment attirés par la « proximité de la nature », la « détente » et des « sorties entre amis » pour pratiquer cette activité. Le groupe 2 quant à lui se compose essentiellement de pêcheurs ayant un niveau d'expérience « expert et avancé », dépensant un budget de plus de 700€ pour pratiquer la pêche. Ils pratiquent

« toujours » le *no-kill*. Le « combat » et la « proximité de la nature » sont deux motivations essentielles pour leurs sorties de pêche. Ces profils se démarquent des figures usuelles observées pour d'autres contextes, où l'on distingue habituellement trois catégories de pêche (Arlinghaus et al., 2020 ; Cooke et al., 2018 ; Arlinghaus et al., 2012), à savoir la pêche pour le plaisir, la pêche sportive et la pêche contemplative. Notre échantillon semble plutôt n'être composé que de deux catégories de pêcheurs : les pêcheurs sportifs (groupe 2) et les pêcheurs pour le plaisir (groupe 1). Il faut cependant avoir conscience, que l'enquête s'est faite sur la base du volontariat, et le protocole délibératif nécessitait de restreindre le nombre de participants à chaque fois. Enfin, le budget pour conduire l'enquête n'était pas extensible.

3. LES DETERMINANTS DES PREFERENCES EN MATIERE DE REGULATION DE LA PECHE RECREATIVE

3.1. Stratégie d'estimation économétrique

Nous reprenons la même formalisation que celle développée dans le chapitre 3. L'individu *i* fait face à un ensemble de choix constitué de 3 scénarios alternatifs pour lesquels deux d'entre eux $j, j=1,2$ proposent des mesures de régulation de usages, et le troisième décrivant le scénario de référence ($j=3$) interdit la pêche à l'alose. La forme effective de la fonction d'utilité $U_{ij/\,j=1,2}$ associée aux scénarios détaillant les mesures de régulation de la pêche à l'alose se présente alors comme suit :

$$\begin{aligned} U_i(j,n)_{j=1,2} &= \beta_1 Timbre + \beta_2 Limite2 + \beta_3 Limite4 + \beta_4 Limite6 \\ &+ \beta_5 Autrespoissons + \beta_6 Nombredespots + \beta_7 Dis\tan ce \\ &+ \beta_8 Degradation + \beta_9 Amelioration + \beta_{10} Certitude + \varepsilon_{ijn,\,j=1,2} \end{aligned} \quad \textbf{(IV-1)}$$

Nous posons que les enquêtés ne considèrent pas de manière différenciée les deux scénarios présentant des mesures compensatoires, ce qui amène à poser que $\alpha_{j,\,j=1,2}=0$.

Le scénario de référence – interdire la pêche – est ici « une option de sortie ». Nous nous attendons par ailleurs à ce que les enquêtés abordent systématiquement ce scénario de manière différente des deux autres. Ce scénario correspond à une situation où l'ensemble des attributs prennent la valeur zéro, sauf pour l'échelle de certitude qui devrait prendre la valeur 3 (100%). Néanmoins, nous posons que l'utilité des individus pour ce troisième scénario qui est l'interdiction n'est pas influencée par cet attribut car dans les deux autres scénarios, l'échelle de certitude est inférieure à 100%. Cette formalisation permet de bien isoler l'effet du scénario de référence en tant « qu'option de sortie », avec une constante spécifique différente de zéro. La fonction d'utilité associée à $j=3$ se présente alors comme suit :

$$U_{i,j=3} = \alpha_3 Opt3 + \varepsilon_{i3} \qquad \textbf{(IV-2)}$$

La probabilité $\pi_i(j,n)$ que l'individu *i* choisisse le scénario *j* lors de l'expérience de choix $n, n=1,...,6$ peut s'écrire comme suit :

$$\pi_i(j,n)_{n=1,..,6} = \Pr\left\{U_{ij}(j,n) \geq U_{il}(l,n);\ j \neq l, \forall j,l = 1,2,3\right\} \qquad \textbf{(IV-3)}$$

De manière plus précise, les attributs qui ont des propriétés de variable qualitative ont été transformés en « effets codés ». Ainsi, pour l'attribut « limitation des captures », nous avons créé trois variables correspondant aux différentes limites (2, 4, 6 poissons) avec comme référence zéro prise. Pour l'attribut « résultat écologique dans 10 ans », deux variables ont été créées : la première pour « dégradation » et la deuxième pour « amélioration », la référence étant « comme aujourd'hui ».

La probabilité $\pi_i(j,n)$ que l'individu *i* choisisse le scénario *j* lors de l'expérience n peut s'écrire comme suit :

$$\pi_i(j,n)_{n=1,..,6} = \Pr\left\{U_{ij}(j,n) \geq U_{il}(l,n);\ j \neq l, \forall j,l = 1,2,3\right\} \qquad \textbf{(IV-4)}$$

Le modèle Logit conditionnel standard (McFadden, 1974) peut être utilisé pour estimer les valeurs des paramètres α_3 et $\beta_{k,k=1,,,7}$, en faisant l'hypothèse que les termes aléatoires ε_{ijn} sont indépendants et identiquement distribués en suivant la loi de distribution de Gumbel.

Nous proposons d'estimer dans un premier temps ce modèle de choix pour le *Round* 1 et celui pour le *Round* 2 séparément, en suivant ce qui a été effectué par Lienhoop et Völker (2016). Cependant, pour comparer les coefficients de modèles de type Logit estimés sur deux échantillons de données, il est nécessaire de poser que les variances des termes d'erreur soient identiques entre les deux estimations (Train, 2009). Cette hypothèse peut ne pas être vérifiée, conduisant à une conclusion hâtive qui consiste à interpréter une différence apparente dans les coefficients estimés comme indicative de l'existence d'un effet causal sur les préférences au *Round* 2 de la mise à disposition d'une information pertinente par la modératrice. C'est pourquoi, il nous a semblé important de procéder à une troisième estimation qui est effectuée sur l'ensemble des observations en introduisant à côté des variables utilisées précédemment, leurs effets croisés avec une variable indicatrice du *Round* 2. Cette procédure présente un double avantage. Elle exploite l'ensemble des informations contenues dans la base de données pour conduire l'estimation économétrique. Elle permet, par ailleurs, de tester si le temps d'informations scientifiques avant le *Round* 2 a bien conduit les enquêtés à ajuster, voire à modifier sensiblement leurs préférences, ce qui se traduirait par une évolution significative des valeurs moyennes des coefficients estimés. Un test de Wald est par la suite appliqué pour évaluer la significativité conjointe de ces effets croisés. La mise en œuvre et les résultats de cette première analyse économétrique est présentée dans la section suivante.

3.2. Le modèle Logit conditionnel

La modélisation d'un modèle Logit conditionnel simple permet d'explorer les arbitrages que les enquêtés opèrent et d'estimer leurs préférences pour chacun des attributs. Ce modèle nous permet également d'identifier les niveaux des instruments de régulation les plus attrayants pour les pêcheurs et ceux qu'ils évitent. Ce modèle Logit conditionnel se base généralement sur deux hypothèses fortes, à savoir l'indépendance des alternatives non-pertinentes (IIA) et

l'homogénéité des préférences (Hausman et McFadden, 1984). Autrement dit, l'impact moyen des variables observées et toute l'hétérogénéité non observée est classée dans le terme d'erreur et suppose que les préférences des individus sont identiques pour les différents attributs proposés dans l'exercice. Or, dans le cadre d'évaluation des biens/services environnementaux, les préférences des individus sont globalement hétérogènes. Ce problème peut s'avérer plus important dans le cadre de la pêche récréative où les pratiquants ont des préférences hétérogènes. En effet, les pêcheurs ne cherchent pas tous les mêmes attributs pour un même site de pêche donné.

Par ailleurs, la littérature propose plusieurs approches pour prendre en compte l'hétérogénéité des préférences. La plus courante, consiste à introduire certaines variables décrivant les caractéristiques propres aux participants, comme facteurs pouvant expliquer leurs choix, permettant ainsi d'éviter de violer la propriété des IIA (Bennett et Blamey, 2001). En ce sens, nous avons essayé un ensemble de variables et finalement nous avons décidé de croiser la constante spécifique au scénario 3 (interdiction) avec la variable traduisant la pêche des poissons migrateurs par les participants. Cette variable est considérée comme un proxy pour l'expérience des pêcheurs par rapport à ces espèces. Elle peut être donc considérée comme source d'hétérogénéité observable dans le choix en faveur de l'interdiction.

Nous avons choisi de présenter dans le tableau 32 les résultats d'estimations mobilisant l'ensemble des données. Les résultats associés aux modèles des deux rounds estimés séparément sont rapportés dans l'annexe 14. Une première estimation incluant l'ensemble des variables explicatives est présentée dans les colonnes 4 et 5. Une deuxième estimation incluant à côté des variables explicatives précédentes, de nouvelles variables qui croisent la variable indicatrice du round 2 avec ces mêmes variables, est présentée dans les colonnes 6 et 7.

La statistique associée au test de Wald (Chi2 (13)) permettant d'examiner si les coefficients de ces nouvelles variables sont conjointement non significatifs est de 6,08, avec une probabilité de 0,94. Ce résultat signifie que les effets des niveaux des différents attributs sur les choix des scénarios ne sont pas significativement différents entre les deux tours. Les préférences des pêcheurs restent en moyenne stables. En d'autres termes, l'information délivrée entre les deux rounds n'a pas entrainé des changements majeurs dans les choix des pêcheurs. Dans cette

perspective, nous effectuerons le reste des estimations sur l'ensemble des données. L'interprétation des résultats sera basée sur les *outputs* de ces modèles complets.

Variables explicatives	Forme linéaire de la distance		Forme non-linéaire de la distance			
	Coeff,	Erreur standard	Coeff,	Erreur standard	Coeff,	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-1,509***	0,43	-5,219***	2,002	-6,612**	2,917
Timbre alose	-0,019	0,015	-0,019	0,015	-0,004	0,021
Limite de 2 poissons	0,545***	0,206	0,538**	0,210	0,795***	0,282
Limite de 4 poissons	0,825***	0,215	0,844***	0,218	1,020***	0,308
Limite 6 poissons	0,578***	0,183	0,578***	0,186	0,705***	0,267
Autres poisons d'intérêt	-0,025	0,069	-0,047	0,070	-0,018	0,103
Nombre de spots ouverts	-0,001	0,003	-0,001	0,003	-0,002	0,004
Distance	-0,002	0,003	-0,135*	0,070	-0,175*	0,102
Distance²	-----	-----	0,001*	0,001	0,001*	0,001
Dégradation des stocks	-0,566***	0,118	-0,551***	0,119	-0,598***	0,179
Amélioration des stocks	0,404***	0,103	0,445***	0,105	0,397**	0,157
Echelle de certitude	0,005	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005
Variable interaction						
Scénario d'interdiction *(pêche poissons migrateurs = 1)	-1,608	0,212	-1,608***	0,212	-1,835***	0,316
Variables croisées avec "Round2=1"						
Scénario d'interdiction =1					2,432	4,030
Timbre alose					-0,030	0,030
Limite de 2 poissons					-0,509	0,414
Limite de 4 poissons					-0,350	0,434
Limite 6 poissons					-0,263	0,374
Autres poisons d'intérêt					-0,058	0,142
Nombre de spots ouverts					0,001	0,006
Distance					0,066	0,141
Distance²					-0,001	0,001
Dégradation des stocks					0,081	0,244
Amélioration des stocks					0,092	0,216
Echelle de certitude					-0,002	0,007
Scénario d'interdiction *(pêche poissons migrateurs= 1)					0,401	0,429
Test de Wald (Chi² (13))					6,08	
Nombre de pêcheurs	124		124		124	
Nombre d'observations	2232		2232		2232	
Log-vraisemblance	-536,49		-534,71		-531,67	

Tableau 32 : Les résultats des estimations du modèle Logit conditionnel sur l'ensemble des données avec et sans la forme non-linéaire de la distance.

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%. La probabilité associée au test de Wald est égale à 0.94.

Par ailleurs, nous avons choisi une spécification du modèle sous forme non-linéaire, de type quadratique, au lieu d'une spécification linéaire. En effet, la spécification quadratique fournit une meilleure significativité aux modèles étant donné la valeur de log-vraisemblance qui est améliorée par l'intégration de la distance sous cette forme non-linéaire. Ce résultat est conforté par le test du LR (LR chi2(1)) développé entre les deux spécifications qui montre une statistique égale à 3.59, avec une probabilité de 0.058. La forme quadratique de la distance sera donc adoptée pour la suite des estimations. Les résultats du modèle sous la spécification linéaire de la distance sont rapportés également dans le tableau 32 (colonnes 2, 3).

L'interprétation des résultats se fait en deux temps. Nous aborderons d'abord, les résultats des estimations avec la forme linéaire de la distance puis nous apprécierons les changements en termes de significativité et de signes des coefficients estimés au moment de passage à la forme non-linéaire de la distance.

La première estimation sous la forme linéaire (colonnes 2 et 3) montre que le coefficient de la constante spécifique à l'option 3 (interdiction de la pêche) est négatif et significativement différent de zéro. Le coefficient associé à la mise en place d'un timbre alose est négatif mais non-significatif. En outre, les trois niveaux de limitation des captures (2, 4 et 6 aloses) sont tous positifs et significativement différents de zéro. Concernant l'état d'évolution des stocks dans une perspective de 10 ans, ses coefficients sont significativement différents de zéro et négatif quand il s'agit d'une dégradation, et positif quand il s'agit d'une amélioration. Les coefficients des autres attributs ne sont pas significatifs. Parmi ces coefficients non significatifs, on y trouve celui de la distance. Ce résultat peut poser des problèmes à la suite des analyses entreprises dans ce travail. Notamment, il ne permet pas de disposer d'une mesure monétaire des différents scénarios de régulation mis en place. Pour cette raison, nous avons mis en place une deuxième estimation avec une forme non-linéaire de la distance, en l'occurrence la forme quadratique.

Les résultats de la deuxième estimation sous la forme non-linéaire (colonnes 4 et 5) intégrant une forme quadratique de la distance montrent des effets similaires à ceux observés avec un modèle intégrant une forme linéaire de la distance : un coefficient négatif et significativement différent de zéro au seuil de 1% pour la constante spécifique à l'interdiction, des coefficients positifs et significativement différents de zéro pour les trois niveaux de la limitation des captures. Le coefficient associé au timbre alose reste non significatif. Le résultat est le même concernant l'évolution des stocks : un coefficient positif et significatif quand il s'agit d'une amélioration et négatif et significatif quand il s'agit d'une dégradation des stocks. En outre, les

coefficients non-significatifs dans la première estimation sont toujours non-significatifs dans la deuxième estimation, à l'exception de celui de la distance bien-sûr. Le coefficient associé à la « distance à niveau » est devenu significativement différent de zéro et négatif, et celui associé à la « distance au carré » quant à lui est significativement différent de zéro et positif. Un autre résultat intéressant ici est que le coefficient associé à la variable croisant la constante spécifique à l'interdiction et le fait de pêcher des poissons migrateurs est devenue significatif et négatif dans la deuxième estimation.

Par ailleurs, les valeurs moyennes des coefficients des différentes variables restent relativement stables entre les deux estimations, à l'exception de celle de la constante spécifique à l'interdiction qui a augmenté en valeur absolue (passant de -1,5091 pour la première estimation à -5,2195 pour la deuxième estimation).

D'une manière générale, on peut constater que l'introduction de la forme quadratique de la distance dans l'estimation a permis d'améliorer sa significativité dans le modèle. Elle indique tout d'abord que l'éloignement des sites est perçu comme un coût qui affecterait l'utilité associée à un scénario de régulation, mais seulement jusqu'à un certain seuil. Au-delà de ce seuil, le coût devient un instrument incitatif permettant de réguler les usages à des fins de préservation. Ce seuil semble se situer à 60km (avec les coefficients de la colonne 4 du tableau 32). Le seuil de 60km correspond ici au niveau intermédiaire de l'attribut « distance » dans l'exercice d'expériences de choix. Nous employons la forme quadratique de la distance pour la suite des analyses.

3.3. Le modèle Logit mixte : introduction des hétérogénéités non-observée

3.3.1. Le modèle mixte Logit avec une fonction normale de distribution des paramètres

Comme indiqué auparavant, l'estimation du modèle Logit conditionnel suppose que les termes d'erreur sont distribués de manière indépendante et identique entre les alternatives et les individus. Cela signifie que les alternatives non-pertinentes avec une probabilité non-nulle sont indépendantes les unes des autres, et ne sont pas affectées par la suppression ou l'introduction d'alternatives supplémentaires dans l'ensemble des choix (Louvière et al., 2000). Ce qui fait référence à la propriété des IIA. Cette propriété peut être satisfaire dans le cas des alternatives

très similaires ou complètement différentes (Hensher et al., 2005a), ce qui est rarement le cas dans les expériences de choix. Par conséquent, si cette propriété n'est pas satisfaite, il se peut que le décideur n'observe pas certaines variables qui doivent être prises en compte dans la modélisation des effets des différents attributs. Dans ce cas, l'utilisation du modèle Logit conditionnel peut amener à des estimations biaisées.

Pour pallier ces problèmes, nous utilisons ici un modèle Logit mixte (McFadden et Train 2000), en références aux préférences non-observées. Ce modèle permet de relaxer l'hypothèse des IIA. Nous avons choisi pour cette estimation, une distribution normale des paramètres aléatoires à estimer. Cette forme de distribution n'impose pas *à priori* de contrainte sur les signes des coefficients devant les attributs. Toutes les valeurs ont une probabilité positive d'être produites. Cela revient à dire que des valeurs positives et négatives des coefficients existent dans la population. En d'autres termes, la distribution normale permet d'avoir des variations positives ou négatives d'utilité pour chaque attribut (ou chaque niveau) et selon les participants. Tous les coefficients associés aux attributs ont été spécifiés pour être distribués de manière aléatoire. Ces paramètres aléatoires permettent de définir le degré d'hétérogénéité non-observée, via les valeurs de leur l'écart-type et aussi l'hétérogénéité des préférences autour de la moyenne (Hensher et Greene, 2000). En plus de l'hétérogénéité non-observée, notre modèle Logit mixte tient compte également de l'hétérogénéité observée (Greene et al. 2006). Pour ce faire, nous avons inclus dans l'équation du modèle Logit mixte, la variable croisée entre la constante spécifique à l'interdiction et la pêche des poissons migrateurs. L'estimation de ce modèle s'est opérée sur l'ensemble des données (les deux rounds). Les différents résultats sont détaillés dans le tableau 33.

Nous constatons à la lecture du tableau 33 que le coefficient associé à la constante spécifique à l'interdiction est négatif et significativement diffèrent de zéro au seuil de 1%. En outre, les résultats montrent un coefficient négatif et significativement différent de zéro pour le timbre alose. Les coefficients des trois niveaux de la limitation des captures ne sont pas significatifs. Concernant l'évolution des stocks, le coefficient est significatif et positif quand il s'agit d'une amélioration. Il est significatif et négatif quand il s'agit d'une dégradation. Nous constatons également dans les résultats que le coefficient associé à la distance est négatif et significativement différent de zéro. Le terme quadratique de la distance est significatif et positif. Le seuil au-delà duquel la distance a un effet total positif sur l'utilité d'un scénario se situe à 59km. Le coefficient associé à la variable d'interaction entre la constante spécifique à l'interdiction et la pêche des poissons migrateurs est négatif et significativement différent de

zéro. Le reste des coefficients ne sont pas significatifs, c'est le cas du nombre de poissons d'intérêt sur le site de pêche et le nombre de spots de pêche ouverts au public. En fin, celui de l'échelle de certitude associée à l'évolution des stocks n'est pas non plus significatif.

Variables explicatives	Coeff.	Erreur standard
Scénario d'interdiction =1	-13,797***	4,927
Timbre alose	-0,230***	0,071
Limite de 2 poissons	0,254	0,567
Limite de 4 poissons	0,897	0,554
Limite 6 poissons	0,148	0,480
Autres poisons d'intérêt	-0,250	0,183
Nombre de spots ouverts	-0,003	0,009
Distance	-0,348**	0,172
Distance²	0,002***	0,001
Dégradation des stocks	-1,607***	0,360
Amélioration des stocks	0,962***	0,283
Echelle de certitude	0,013	0,011
Variable interaction		
Scénario d'interdiction*(pêche poissons migrateurs = 1)	-3,473***	0,947
Ecarts-Types		
Scénario d'interdiction =1	0,986**	0,439
Timbre alose	0,210***	0,030
Limite de 2 poissons	1,056**	0,348
Limite de 4 poissons	0,818***	0,288
Limite 6 poissons	0,760*	0,430
Autres poisons d'intérêt	0,512**	0,201
Nombre de spots ouverts	0,047***	0,009
Distance	0,023***	0,006
Distance²	0,000*	0,000
Dégradation des stocks	1,213***	0,400
Amélioration des stocks	0,199	0,337
Echelle de certitude	0,055***	0,012
Nombre de pêcheurs	124	
Nombre d'observations	2232	
Log-vraisemblance	-333,22	

Tableau 33 : Les résultats des estimations du modèle Logit mixte avec une loi normale de distribution des paramètres, sur l'ensemble des données.

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

Les résultats du modèle Logit mixte permettent également de montrer l'hétérogénéité non-observée dans les choix des participants. Pour observer cette forme d'hétérogénéité, nous nous intéressons aux coefficients des écarts-types des coefficients des attributs. Quand l'écart-type d'un attribut est significatif, cela signifie que les préférences des enquêtés sont hétérogènes vis-à-vis de cet attribut. Les résultats de notre modèle Logit mixte montrent une forte hétérogénéité

des préférences des participants pour la quasi-totalité des attributs étudiés. En effet, les écarts-types des différentes mesures de régulation (timbre, limitation des captures et interdiction) sont tous significativement différents de zéro. Ceux du nombre de spots ouverts au public et du nombre de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche sont également significatifs. En outre, les écarts-types de la distance, la dégradation des stocks et l'échelle de certitude liée à l'évolution des stocks sont également significatifs. Nous constatons néanmoins que pour la plupart des attributs, les valeurs estimées des écarts-types sont plutôt inférieures à celles des moyennes. C'est le cas de : la constante spécifique à l'interdiction, le timbre alose, la distance et sa valeur au carré, et enfin celle de la dégradation. En revanche, elles sont supérieures à la moyenne pour les autres attributs. Enfin, les préférences pour l'amélioration des stocks semblent être homogènes pour les participants car son écart-type n'est pas significatif.

3.3.2. Vérification de la stabilité des coefficients

La confirmation de la stabilité d'un modèle est très importante (Hensher et Greene, 2000). Le nombre de tirages utilisés dans une estimation est une condition pour vérifier la stabilité des coefficients. Le nombre de tirages, nécessaire pour obtenir des estimations stables des paramètres, varie énormément. Généralement, plus la spécification du modèle utilisée est complexe, en termes du nombre de paramètres aléatoires, de corrélation entre les attributs et les alternatives, plus le nombre de tirages nécessaires augmente (Hensher et Greene, 2000).

Spécifier le coefficient associé au coût (ici la distance) comme fixe peut présenter un ensemble d'avantages (Revelt et Train, 1998 ; Sillano et Ortúzar, 2005). Notamment, il permet d'assurer que le coefficient du coût ait le bon signe. Un coefficient de la distance normalement distribué peut impliquer que certains participants peuvent préférer parcourir des grandes distances pour accéder à des sites de pêche de mauvaise qualité, ce qui est contre-intuitif. Cependant, un modèle où le coefficient du coût est spécifié comme aléatoire permet d'avoir un meilleur ajustement aux données (Hole, 2008 ; Meijer et Rouwendal, 2006).

Pour estimer notre modèle Logit mixte, nous avons utilisé 1000 tirages afin de maitriser la stabilité des paramètres. Ce nombre de tirages a été choisi étant donné le nombre des attributs spécifiés comme aléatoire dans le modèle. Nous avons estimé en suite deux modèles Logit mixte. La première estimation passe par un modèle où les paramètres de la distance sont supposés fixes. La deuxième estimation quant à elle passe par un modèle où ces paramètres de la distance sont supposés comme variables (comme dans le modèle présenté dans le tableau

33). Un test LR (McFadden et Train, 2000) est ensuite mobilisé pour savoir si nous gardons les coefficients de la distance fixes ou variables. En outre, un coefficient de coût (distance) fixe implique que la distribution du CAP pour les autres attributs suit la même distribution que celle des coefficients de ces attributs.

Le but ici n'est pas d'interpréter les résultats issus des estimations mais plutôt de savoir si la distance est à considérer comme aléatoire ou plutôt comme fixe pour les participants. Le test LR (LR chi2(2)) mobilisé pour les deux modèles montre une statistique de 4,64 avec une probabilité de 0,098. Ce résultat signifie que le modèle pour lequel les paramètres de la distance sont fixes est inclus dans le modèle où ces mêmes paramètres sont considérés comme aléatoires. En d'autres termes, il est plus efficient de garder la forme aléatoire des paramètres de la distance dans la suite des résultats. Cela confirme aussi les résultats issus du modèle Logit mixte étudiée précédemment. Les résultats du modèle fixant les paramètres de la distance, sont détaillés dans l'annexe 15.

3.3.3. Le modèle Logit mixte avec une distribution logarithmique des variables

Dans cette dernière estimation, nous supposons que tous les paramètres sont aléatoires sauf la variable d'interaction. Nous imposons également une loi log-normale de distribution pour tous les paramètres aléatoires. Cela revient à dire que nous avons inversé le signe des attributs dont le coefficient est négatif dans les résultats du modèle Logit mixte avec une distribution normale. La distribution log-normale n'a de probabilité positive que pour les valeurs supérieures à zéro. En d'autres termes, imposer une loi log-normale de distribution à un coefficient garantit que celui-ci possède un signe positif pour tous les individus. Concrètement, si un attribut est censé avoir un coefficient négatif (comme la distance), il est multiplié par (-1) avant d'être intégré dans l'équation d'estimation. Dans notre cas, nous avons multiplié par (-1) les coefficients négatifs dans les résultats de l'estimation précédente (celle avec une loi normale de distribution). Cette transformation logarithmique permet de calculer les valeurs des CAP des participants pour les attributs étudiés (Train, 2003). En outre, le recours à une distribution log-normale pour estimer le CAP est très important dans le cas où l'attribut monétaire est spécifié comme aléatoire. En effet, l'hypothèse d'homogénéité des préférences pour l'attribut coût (distance dans notre cas) est souvent la norme (Meijer et Rouwendal, 2006).

Par ailleurs, avec une loi de distribution normale des paramètres aléatoires, la loi de distribution du rapport de deux coefficients est inconnue. En revanche, dans une loi log-normale des

paramètres aléatoires, le rapport de deux coefficients log-normalement distribuées est également log-normale, ce qui implique que le CAP suit une loi log-normale (Hole, 2008). Néanmoins, cette distribution log-normale est souvent critiquée dans la littérature car elle est tronquée à droite. Cette propriété de distribution peut entrainer des estimations surévaluées des CAP (Hensher et Greene, 2003 ; Sillano et Ortuzar, 2005). Les résultats de cette estimation sont rapportés dans le tableau 34.

Variables explicatives	Coeff	Erreur standard
Ln (-Scénario d'interdiction =1)	-2,822***	0,222
Ln (-Timbre alose)	-1,157**	0,476
Ln (Limite de 2 poissons)	-11,156	6,828
Ln (Limite de 4 poissons)	-2,537***	0,972
Ln (Limite 6 poissons)	-9,164	7,339
Ln (-Autres poisons d'intérêt)	-2,863*	1,674
Ln (-Nombre de spots ouverts)	-5,524***	1,538
Ln (-Distance)	-1,091***	0,381
Ln (Distance²)	-5,877***	0,380
Ln (-Dégradation des stocks)	-1,607***	0,360
Ln (Amélioration des stocks)	0,655***	0,276
Ln (Echelle de certitude)	0,013**	0,007
Variable interaction		
Ln (Scénario d'interdiction*(pêche poissons migrateurs = 1))	-3,377***	1,259
Ecarts-Types		
Ln (Scénario d'interdiction=1)	0,739**	0,313
Ln (Timbre alose)	3,168***	1,135
Ln (Limite de 2 poissons)	4,748**	2,227
Ln (Limite de 4 poissons)	2,159***	0,450
Ln (Limite 6 poissons)	4,192	2,778
Ln (Autres poisons d'intérêt)	0,998	0,752
Ln (Nombre de spots ouverts)	0,788	0,661
Ln (Distance)	0,071**	0,033
Ln (Distance²)	0,040	0,056
Ln (Dégradation des stocks)	1,431***	0,432
Ln (Amélioration des stocks)	0,429	0,305
Ln (Echelle de certitude)	0,016*	0,008
Nombre de pêcheurs	124	
Nombre d'observations	2232	
Log-vraisemblance	-331,05	

Tableau 34 : Les résultats des estimations du modèle Logit mixte avec une loi log-normale de distribution des paramètres, sur l'ensemble des données.
Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

Il convient de souligner que ces paramètres estimés dans ce modèle sont les moyennes et les écarts-types du logarithme naturel des coefficients. Pour calculer les valeurs des moyennes b_k et les écarts-types s_k des coefficients eux-mêmes, on peut utiliser les formules proposées par Train, (2003) :

$$\text{Médiane } = exp(b_k) \qquad \textbf{(IV-4)}$$

$$\text{Moyenne} = exp\left(b_k + \frac{s_k^2}{2}\right), \qquad \textbf{(IV-5)}$$

$$\text{Ecart} - \text{type} = exp\left(b_k + \frac{s_k^2}{2}\right)\sqrt{\exp(s_k^2) - 1} \qquad \textbf{(IV-6)}$$

Le tableau 35 présente donc les valeurs calculées des médianes, moyennes et écarts-types des coefficients qui sont significatifs dans le modèle Logit mixte. Les valeurs de la moyenne se trouvent pour la plupart des attributs entre les moyennes issues du modèle Logit mixte avec une distribution log-normale et les moyennes estimées issues du modèle avec la distribution normale des coefficients (Hole, 2008 ; Revelt et Train, 1998). Ces valeurs (notamment, celles de la moyenne) nous permettrons de calculer les CAP des différents attributs étudiés, dans la section 4.

Les résultats détaillés dans le tableau 35 montrent que la nouvelle estimation reproduit les mêmes résultats que ceux obtenus avec la distribution normale à quelques exceptions près. Ainsi, le coefficient associé à la constante spécifique à l'interdiction est négatif et significativement différent de zéro au seuil de 1%. Le coefficient du timbre alose est significatif et négatif. Cette fois-ci, le niveau intermédiaire de la limitation des captures (4 aloses) devient significatif et négatif. Les coefficients des autres niveaux de cette mesure ne sont pas significatifs. Concernant l'évolution des stocks, un coefficient significatif est négatif est associé à la dégradation et un coefficient significatif et positif est associé à l'amélioration des stocks. L'échelle de certitude associée à cette évolution reste significative et positive. En outre, les coefficients associés au nombre de spots de pêche ouverts et au nombre de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche, sont significatifs et négatifs. En ce qui concerne la distance par rapport au site de pêche habituel, la distance à niveau et sa valeur au carré présentent toutes les deux des coefficients significatifs et négatifs. Par ailleurs, en lien avec l'hétérogénéité observée, la variable d'interaction entre la constante spécifique à l'interdiction et la pêche de poissons migrateurs présente un coefficient significatif et négatif.

En ce qui concerne l'hétérogénéité non-observée, nous nous intéressons à la significativité des écarts-types de chaque variable. Les résultats montrent des écarts-types significatifs pour toutes les mesures de régulation (timbre alose, une limitation des captures de 2 et 4 poissons et l'interdiction), la dégradation des stocks, l'échelle de certitude associée à l'évolution des stocks et la distance à niveau. Les préférences sont en revanche homogènes pour les attributs que sont : l'amélioration des stocks, le nombre de spots ouverts à la pêche, le nombre de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche, le niveau le plus élevé de la limitation des captures (6 poissons) et la distance sous sa forme quadratique. En effet, les écarts-types de ces attributs ne sont pas significatifs.

Variables explicatives	Statistique	Coeff.
Scénario d'interdiction =1	Moyenne	-17.2417
	Médiane	-16,8187
	Ecart-type	10.7206
Timbre alose	Moyenne	-0.3521
	Médiane	-0,3143
	Ecart-type	0.2392
Limite de 4 poissons	Moyenne	0.1268
	Médiane	0,0790
	Ecart-type	0,1234
Autres poisons d'intérêt	Moyenne	-0.2317
	Médiane	-0,0571
	Ecart-type	0,5708
Nombre de spots ouverts	Moyenne	-0.0130
	Médiane	-0,0040
	Ecart-type	0,0258
Distance	Moyenne	-0.3608
	Médiane	-0,3356
	Ecart-type	0,2353
Distance²	Moyenne	0.0030
	Médiane	0,0028
	Ecart-type	0,0020
Dégradation des stocks	Moyenne	-0.2138
	Médiane	-0,2003
	Ecart-type	0,1384
Amélioration des stocks	Moyenne	2.0017
	Médiane	1,9270
	Ecart-type	1,2612
Echelle de certitude	Moyenne	1.0137
	Médiane	1,0137
	Ecart-type	0,6148
Scénario d'interdiction *(pêche de poissons migrateurs = 1)	Moyenne	0.0754
	Médiane	0,0341
	Ecart-type	0,1010

Tableau 35 : Moyennes, médianes et écarts types des coefficients log-normalement distribués.

3.4. Interprétations des résultats

Les estimations d'un modèle Logit conditionnel nous indiquent d'abord qu'en moyenne, les pêcheurs interrogés préfèrent des scénarios de régulation mobilisant des instruments incitatifs à un scénario de régulation recourant à l'interdiction. En effet, l'interdiction de la pêche induit une perte d'utilité. Cette perte est beaucoup plus importante pour les pêcheurs qui ciblent ou ayant ciblé les poissons migrateurs pendant leurs sorties de pêche. Les pêcheurs interrogés valorisent uniquement la mise en place d'une limitation des captures. Les valeurs moyennes des coefficients associés aux différents niveaux de quotas sont positives et significatives. Par ailleurs, l'utilité varie en fonction du niveau de la limite imposée. Cette utilité augmente quand on passe d'une limite à 2 poissons à une limite à 4 poissons, puis elle redescend à un niveau plus bas que celui associé à une limite à 2 poissons, lorsqu'on passe à une limite à 6 poissons. On peut en déduire que la relation entre le nombre de poissons autorisés et l'utilité d'un scénario de régulation est de forme concave. Les résultats présentés dans le tableau 32, montrent en revanche que l'estimation des équations de choix par le biais des modèles Logit conditionnel n'ont pas permis de mettre en évidence l'effet du timbre alose sur l'utilité des scénarios. C'est également le cas pour d'autres attributs comme : le nombre de spots de pêche et le nombre de poissons d'intérêt qu'ils peuvent croiser sur les sites de pêche.

Par ailleurs, sans surprise, une dégradation des stocks impacte négativement l'utilité d'un scénario, quand une amélioration affecte positivement l'utilité retirée de celui-ci. Cet impact reste néanmoins asymétrique. Mais à l'inverse de ce qui a été observé dans le chapitre 3, une dégradation entraine une baisse beaucoup plus importante de l'utilité, qu'une amélioration ne favorise une augmentation de celle-ci. Ainsi, la perte subie en cas de dégradation des stocks est largement plus élevée, que le gain d'utilité associée à une amélioration. L'échelle de certitude ne semble pas affecter le choix d'un scénario.

Les régressions des modèles Logit conditionnel ont permis d'affiner le rôle de l'attribut distance dans les choix des scénarios. Si la variable distance n'avait au départ aucun effet sur l'utilité quand elle a été introduite sous forme linéaire, elle est devenue significative quand elle a été introduite sous forme quadratique. L'utilité d'un scénario de régulation décroit d'abord avec la distance parcourue jusqu'à un certain seuil (60km), puis au-delà de ce seuil, elle croît. D'une manière générale, la distance est un coût, sauf pour les pêches de longue distance pour laquelle l'éloignement des sites de pêche est un moyen d'avoir accès à d'autres sites, dans d'autres

régions. Il faut néanmoins souligner que la pêche à l'alose est d'abord une pêche de proximité et locale. La distance peut donc jouer un rôle régulateur pour des distances inférieures à 60km, et plutôt un moyen d'accéder à des nouveaux sites et épargner les sites de proximité, au-delà de cette distance.

L'estimation d'un modèle Logit mixte avec une distribution normale des paramètres, nous a permis de contrôler pour les effets d'hétérogénéités non observées et s'assurer de l'absence de biais dans l'estimation des paramètres des attributs. Ainsi, à la différence des résultats du Logit conditionnel, le coefficient du timbre alose devient cette fois significatif. L'utilité associée à un timbre est bien négative, et la perte est une fonction croissante du montant du timbre. A l'inverse, les niveaux de la limitation des captures sont devenus non significatifs, même si les préférences restent hétérogènes.

Les effets d'un sous-ensemble d'attributs restent stables. C'est le cas de : « autres poissons d'intérêts » ; « nombre de spots », « distance », dégradation et amélioration des stocks, « échelle de certitude ».

Nous avons estimé également une version en log-normale, du modèle Logit mixte. Cette estimation nous permettra de procéder au calcul du CAP en utilisant les coefficient de la régression remis à niveau (à l'aide d'une transformation en expérientielle). Cette estimation a permis par ailleurs de confirmer les effets des différents attributs et de leurs niveaux sur l'utilité d'un scénario, avant de procéder à ce calcul. Finalement, nous remarquons que le scénario d'interdiction induit une perte d'utilité en comparaison d'un scénario de régulation des usages, même si les préférences sont hétérogènes car la valeur moyenne est inférieure à l'écart-type (pour mémoire : 17,24 et 10,72 respectivement). Le timbre alose affecte bien négativement l'utilité d'un scénario, quand la limitation des captures à 4 poissons est valorisée positivement. La présence d'autres poissons d'intérêt sur un site de pêche d'alose est valorisée négativement, et les préférences sont homogènes. C'est également le cas pour le nombre de spots ouverts au public. A l'évidence, les pêcheurs interrogés dans un processus délibératif semblent avoir vu l'intérêt de la limitation du nombre de spots pour préserver l'alose. La distance des sites de pêche agit bien négativement en-dessous du seuil de 60km, et au-delà devient un moyen d'accéder à des nouveaux sites. Dans tous les cas, cet attribut peut jouer indirectement un rôle de régulation des usages à des fins de conservation.

4. EVALUATION DES CONSENTEMENTS-A-PAYER ET VARIATION DE BIEN-ETRE DES PECHEURS

4.1. Les consentements-à-payer marginaux par attribut

L'estimation du CAP des pêcheurs interrogés peut être opérée à partir des paramètres estimés de leur fonction d'utilité. En d'autres termes, les coefficients relatifs aux différents attributs, dont celui de la distance, peuvent servir au calcul du CAP pour chaque attribut. La procédure standard pour estimer ces valeurs est détaillée par Adamowicz et al., (1994). Dans une fonction d'utilité sous forme linéaire, le calcul du CAP consiste à calculer le ratio entre la valeur du coefficient de chaque attribut (ceux qui sont significatifs dans l'estimation) et la valeur (négative) du coefficient associé à l'attribut monétaire (généralement le coût ou le prix). Dans ce travail, nous devons adapter cette procédure standard, pour deux raisons.

La première raison est associée à la nature de l'attribut coût considéré. En effet, dans notre modèle l'attribut coût est un attribut « distance ». Cet attribut distance peut en réalité se transformer en attribut monétaire. En effet, la distance ici est utilisée comme une *proxy* du coût supporté par les pêcheurs pour effectuer des sorties de pêche. L'utilisation de la distance comme variable indicative de coût n'est pas nouvelle car, dans la littérature, elle est souvent employée et convertie en coût de déplacement (Hanley et al., 2002 ; Rulleau et al., 2011, Ropars-Collet et Le Goffe, 2020, pour des exemples d'application).

Plusieurs méthodes peuvent être mobilisées pour convertir une distance en coût monétarisé en recourant à des indicateurs comme les dépenses consécutives à l'usure du véhicule, ou le coût d'opportunité du temps consacré à la sortie (Hanley et al., 2002 ; Rulleau et al., 2011 ; Ropars-Collet et al., 2017). Dans ce travail, nous avons choisi de suivre la même stratégie que Ropars-Collet et Le Goffe (2020) pour convertir notre distance en coût monétarisé, en retenant uniquement le coût du carburant. Les auteurs font en effet l'hypothèse que le coût lié à l'usure du véhicule est un coût à moyen/long terme qui n'affecte pas dans l'immédiat les dépenses engagées pour une sortie de pêche. C'est aussi notre point de vue, pour la pratique de la pêche de loisirs étudiée. Le coût d'opportunité du temps, un problème récurrent dans l'appréciation des coûts effectifs dans les modèles de choix de déplacement (Shaw, 1992), n'a pas été non plus inclus dans le calcul. Nous supposons que, dans le cadre d'une activité récréative, en l'occurrence la pêche, les enquêtés ne considèrent pas le temps du trajet comme un coût supplémentaire.

La deuxième raison pour adapter la procédure standard du calcul du CAP est à lier à la forme utilisée pour la distance. En effet, il a été nécessaire d'introduire la distance sous forme quadratique pour mieux apprécier son effet sur les choix des scénarios, en tant que coût, en cherchant un seuil. Dans ce cas, pour une modification marginale d'un attribut donné, le CAP se traduit par le rapport négatif du coefficient de cet attribut sur le coefficient de la distance à niveau, en rajoutant le coefficient de la distance au carré multiplié par deux et multiplié par la valeur de la distance en question. Cette formule traduit en fait la disposition à se déplacer (CAD) et ce n'est qu'ensuite en transformant les distances en coût que l'on calcule un CAP. Formellement, cette équation peut s'écrire de la façon suivante :

$$CAD_i = -\frac{\beta_i}{\beta_{distance} + [(2 \text{ x } \beta_{distance^2}) \text{x } Distance]} \qquad \textbf{(IV-7)}$$

Ici, β_i représente le coefficient de l'attribut *i* (l'un des attributs étudiés), $\beta_{distance}$ représente le coefficient de la distance à niveau et $\beta_{distance^2}$ représente le coefficient de la distance au carré, et Distance représente la distance en kilomètres parcourue.

Avec cette formule, nous avons pu calculer le CAD pour chaque attribut. Pour convertir la distance, nous avons utilisé un coût de 0,1€/km (arrondi) correspondant à l'indemnisation des frais du carburant (gazole) au kilomètre[23]. L'attribut distance peut ainsi être transformé en attribut monétaire, via le coût lié au transport aller-retour pour une sortie de pêche. Ce coût de transport peut se calculer en multipliant la distance parcourue aller-retour par l'indemnisation kilométrique. Formellement, ce coût pour s'écrire de la façon suivante :

$$c = distance \text{ x } 2 \text{ x } 0{,}1 \qquad \textbf{(IV-8)}$$

Ici, *c* représente le coût de transport. La distance a été multipliée par 2 car il s'agit d'un aller-retour.

Avant de calculer le CAP, nous avons calculé les ratios d'utilité marginaux pour chaque attribut (pour ceux qui sont significatifs dans l'estimation) en nous servant de la formule (IV-7). Le tableau 36 (colonne 2) présente les différents ratios marginaux pour l'ensemble des attributs considérés. Ceux des deux niveaux de limitation des captures (4 et 6) n'apparaissent pas dans

[23] Nous avons choisi le gazole en considèrent que 75% du parc automobile français utilise ce type de carburant. Cette valeur est tirée du barème applicable pour 2019 pour les véhicules de 5 à 7 chevaux fiscaux.
Source : barème des impôts français : http://bofip.impots.gouv.fr/bofip/2095-PGP.html

le tableau des résultats car ils ne sont pas significatifs. De manière générale, la distance moyenne est utilisée dans la littérature pour calculer la CAD des individus. Dans le cadre de cette étude, nous évaluons le CAD avec une distance de référence (distance parcourue au départ) égale à zéro. Cela signifie que nous estimons un CAD pour aller pêcher (en référence à rester chez soi). Par conséquent, Le dénominateur de la formule (IV-7) servant à calculer les ratios marginaux d'utilité, est égale à « - 0,37 » (= [-0,370 + (2 x 0,003) x 0]). Les valeurs 0,370 et 0,003 représentent les moyennes estimées, dans le tableau 35, pour les coefficients de la distance et la distance², respectivement.

Attributs	Ratios d'utilité marginaux	CAP marginal en € pour chaque km supplémentaire
Dégradation des stocks	-0,58	-0,12*** (0,035)
Amélioration des stocks	5,45	1,12** (0,022)
Echelle de certitude	2,76	0,57* (0,001)
Constante spécifique à l'interdiction	-47	-9,68*** (0,035)
Timbre alose	-0,95	-0,20*** (0,022)
Limitation des captures de 4 aloses	0,34	0,07** (0,095)
Nombre de poissons d'intérêt	-0,63	-0,13* (0,130)
Nombre de spots ouverts	-0,03	-0,01** (0,250)

Tableau 36: Ratios d'utilité marginaux pour les attributs significatifs et le CAP pour chaque attribut.
Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%, Les erreurs types sont entre parenthèses, ils sont calculés avec la méthode Delta.

Désormais, pour calculer les CAP, il suffit de multiplier pour chaque attribut son ratio marginal par l'indemnisation kilométrique pour un aller-retour (0,1 x 2). Les résultats de ces calculs sont détaillés dans le tableau 36 (colonne 3). Nous pouvons constater à partir de la lecture des résultats que les CAP sont tous significatifs. Le résultat le plus utile à ce stade de la réflexion se rapporte au montant du CAP pour un autre scénario de régulation permettant d'éviter

l'interdiction de la pêche qui est d'environ 10€ par km parcouru. On constate également concernant l'évolution des stocks, que le CAP des enquêtés est plus important quand il s'agit d'une amélioration par rapport à une dégradation des stocks. Il avoisine en effet 1,12€/km supplémentaire parcouru. Leur CAPM est d'environ 0,60€/km supplémentaire parcouru quand la certitude augmente de 1%.

4.2. Evaluation de l'impact de quatre scénarios de régulation sur le bien-être des pêcheurs

Un des avantages de la méthode des expériences de choix est qu'elle permet d'investiguer le bien-être des pêcheurs en fonction de l'évolution des mesures de régulation proposées. Sur la base des diverses alternatives proposées, le gain ou la perte d'utilité peuvent être mesurés par les CAP des pêcheurs. En effet, ce CAP permet de quantifier le bien-être des individus pour toute combinaison de changements d'attributs (Holmes & Adamowicz, 2003).

En effet, l'évaluation du bien-être économique consiste à investiguer la différence entre les utilités des individus qui pourraient être procurées dans la situation de statu-quo et des scénarios alternatifs (Bennett et Blamey, 2001). Pour obtenir la VBE des pêcheurs associée à un changement de mesures de régulation, nous pouvons utiliser la formule proposée par Hanemann (1984). Cette formule consiste à calculer la différence d'utilité avant et après le changement dans les attributs. Puis, cette différence peut être ainsi divisée par la valeur négative des coefficients associés aux deux formes de la distance (comme dans la formule IV-7). En outre, l'utilité associée au niveau de référence pour un attribut donné représente la somme négative des autres niveaux de même attribut. Formellement, la VBE peut s'écrire de la façon suivante :

$$Variation\ de\ bien - \hat{e}tre_i = -\frac{V_{Statuquo} - V_{Scénarios\ alternatifs}}{\beta_{distance} + (2 \times \beta_{distance^2})} \qquad \textbf{(IV-9)}$$

Ici, $V_{Scénarios\ alternatifs}$ représente la valeur de l'utilité associée au changement dans les attributs. Quant au $V_{Statuquo}$, il représente la valeur de l'utilité des pêcheurs avec la situation de statu-quo (ici l'interdiction de la pêche). Les valeurs de ces deux utilités peuvent être calculées à partir de la fonction d'utilité estimée dans le tableau 33 (avec la distribution logarithmique des paramètres) et remise à niveau dans le tableau 34. Les coefficients de la distance sont également reportés dans le même tableau.

Par ailleurs, nous pouvons calculer la VBE des pêcheurs pour toute distance supérieure à une valeur « seuil ». La valeur obtenue avec cette « distance seuil » correspond à la limite maximale de la valeur moyenne de la variation du bien-être des pêcheurs. Nous avons choisi en ce sens une « distance seuil » de 1km, en considérant que l'enjeu premier des pêcheurs est avant tout d'aller pêcher. Par conséquent, une valeur négative de la fonction (IV-9) signifie que les pêcheurs sont disposés à payer pour le changement (dans notre cas éviter l'interdiction de la pêche).

Dans la littérature, les travaux mobilisant la méthode des expériences de choix ont conçu différents scénarios de gestion en fonction de leurs objectifs de recherche et de leurs résultats empiriques ainsi que de certains attributs et niveaux (Birol et al., 2006, Agimass et Mekonnen, 2011, Xu et al., 2020, Bhat et al., 2020, pour des exemples). Dans cette perspective, en se basant sur nos attributs, nous avons élaboré quatre scénarios pour la régulation de la pêche récréative ciblant l'alose, comprenant deux alternatives pour chaque mesure de régulation (timbre alose vs limitation des captures) avec des niveaux différents des autres attributs (notamment ceux liés à l'évolution des stocks). Ces quatre scénarios vont être comparés à la situation du statu-quo (l'interdiction de la pêche).

La définition des quatre alternatives est détaillée ci-dessous :

- *Situation de statu-quo* :

L'interdiction de la pêche ciblant l'alose et l'évolution des stocks dans 10 ans va correspondre à la situation « comme aujourd'hui » avec une certitude à 100%. Les autres attributs sont fixés à zéro à cause de l'interdiction.

Deux scénarios avec la mise en place d'une mesure monétaire :

- ***Scénario 1** : amélioration des stocks de l'alose avec la mise en place du timbre alose :*

Ce scénario peut être caractérisé par la mise en place d'un timbre alose, un nombre important de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche (hors l'alose), réduction du nombre de spots de pêche ouverts au public et une amélioration de l'évolution des stocks d'alose dans 10 ans avec une certitude à 80%.

- ***<u>Scénario 2</u> : stabilité des stocks de l'alose avec la mise en place du timbre alose :***

Ce scénario est caractérisé par la mise en place d'un timbre alose, un nombre important de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche (hors l'alose), réduction du nombre de spots ouverts à la pêche et une évolution « comme aujourd'hui » des stocks d'alose dans une perspective de 10 ans avec une certitude à 80%

<u>Deux scénarios avec la mise en place de quotas de capture :</u>

- ***<u>Scénario 3</u> : amélioration des stocks de l'alose avec la mise en place d'une limitation des captures à 4 poissons :***

Ce scénario se caractérise par la mise en place d'une limitation des captures de 4 aloses, un nombre important de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche, réduction du nombre de spots ouverts au public et une amélioration de l'évolution des stocks d'alose dans 10 ans avec une certitude à 80%.

- ***<u>Scénario 4</u> : stabilité des stocks de l'alose avec la mise en place d'une limitation des captures à 4 poissons :***

Ce dernier scénario est caractérisé par une mise en place d'une limitation des captures de 4 aloses, un nombre important de poissons d'intérêt présents sur le site de pêche, réduction du nombre de spots de pêche ouverts et une évolution « comme aujourd'hui » des stocks d'alose dans 10 ans avec une certitude à 80%.

Pour calculer la VBE des pêcheurs interrogés associé aux différents scénarios ci-dessus, nous avons utilisé la formule (IV-9). Dans les quatre scénarios, nous avons considéré que la distance minimale est 1km. Cela revient à dire que les pêcheurs valorisent les mesures de régulation, avec les autres attributs, hors les coûts de transport (la distance). Les résultats concernant les variations de bien-être des pêcheurs pour les quatre scénarios sont reportés dans le tableau 37. Ces différentes valeurs de la VBE sont exprimées en kilomètres (aller-retour) par pêcheurs et leur transformation monétaire procède par la formule IV-8. Ces valeurs des VBE sont des valeurs absolues étant donné la définition de l'attribut « distance » dans le scénario. En d'autres termes, aller pêcher ne veut pas dire aller-retour mais plutôt parcourir la distance entre le domicile et le site de pêche. Par conséquent les valeurs de la VBE doivent être multipliées par deux pour traduire une sortie de pêche (aller-retour). En outre, ces valeurs sont globales car

elles visent à éviter l'interdiction permanente (qui est valable habituellement pour une saison de pêche), ce qui signifie qu''il s'agit bien des valeurs par saison.

Scénario de régulation	VBE en distance AR (Km)	VBE en euro (€) /pêcheur/ saison
Scénario 1	102,32	20,5
Scénario 2	78,62	15,7
Scénario 3	100,39	20,1
Scénario 4	79,73	15,9

Tableau 37 : Les variations de bien-être des pêcheurs pour les 4 scénarios considérés, exprimées en kilométrage et en en euro pour une saison de pêche.

La lecture du tableau 37 montre que la VBE des pêcheurs est positive si on s'éloigne de la situation de statu-quo, en l'occurrence l'interdiction de la pêche. Par ailleurs, nous constatons que les variations de bien-être sont quasi-équivalentes entre un scénario timbre (1 et 2) et un scénario limite de capture (3 et 4) lorsqu'ils visent les mêmes objectifs halieutiques et écologiques. Le scénario 1 et 3 présente des valeurs de variations de bien-être plus élevées par rapport aux deux autres scénarios (3 et 4). Cela signifie que la mise en place d'un timbre ou une limitation des captures augmente le bien-être des pêcheurs à condition que ces mesures permettent d'améliorer les stocks de l'alose dans une perspective de 10 ans.

Concernant le scénario 1, où il est question de mettre en place un timbre alose avec la garantie d'une amélioration des stocks, le bénéfice attendu par les pêcheurs est de 20,5€/saison[24] pour éviter l'interdiction de la pêche. Ce montant est quasi-équivalent au bénéfice attendu du scénario 3 (20,1€) où il s'agit de mettre en place une limitation des captures avec une amélioration des stocks, également. Concernant les autres scénarios, la VBE des pêcheurs est moindre. Cela est attribué au fait qu'il faut se contenter d'une stabilité des stocks dans 10 ans. Néanmoins, cette VBE reste positive même avec une stabilité des stocks par rapport à l'interdiction de la pêche, mais avec le même résultat écologique.

[24] En effet, une règle de gestion s'applique d'une manière générale en référence à une saison complète.

5. LES POINTS DE VUE DES PECHEURS SUR LES ENJEUX DE LA REGULATION

5.1. Construction du corpus de données issues du débriefing

Nous avons enregistré les discussions et les échanges des participants à la fin de chaque session. L'objectif de ces débriefings ne vise pas à initier des discussions et échanges bilatéraux entre les pêcheurs mais plutôt de permettre à chaque participant d'exprimer ses opinions sur les différents aspects abordés. Pour ce faire, au début de chaque débriefing, la modératrice a fait un premier tour de table afin de permettre à tous les participants de s'exprimer en moins une fois. Cette première étape a pour objectif d'encourager les participants (notamment les plus intimidés, en l'occurrence les jeunes pêcheurs) à s'exprimer en public de manière inclusive et aussi à gagner de la confiance. De cette manière, un climat propice à la discussion a été établi dès le début des débriefings. Après ce premier tour de table, les participants peuvent intervenir de manière spontanée. Toujours avec l'encadrement de la modératrice qui incite les participants à ne pas se couper la parole et rester dans un climat de bienveillance, les uns envers les autres.

Avec les six sessions organisées, nous avons pu enregistrer environ cinq heures de discussions. Le débriefing de chaque session dure en moyenne entre 40 et 50 minutes. Nous avons retranscrit tous les enregistrements pour pouvoir les analyser. Nous avons suivi les recommandations de Morgan (2002) et la procédure méthodologique décrite récemment par Erlingsson et Brysiewicz (2017) pour analyser le contenu des discussions. Une première étape consiste à lire et relire (écouter et réécouter aussi les enregistrements) pour obtenir une compréhension générale des opinions et les prises de position des participants sur le sujet étudié. Cette étape permet également de déterminer la fréquence de ces idées dans les discussions.

Après cette analyse textuelle, nous avons effectué un codage sur nos données selon deux étapes. La première consistait à faire un codage initial selon lequel nous générons un ensemble de codages, sans limite concernant le nombre de thèmes à coder (Charmaz, 2006). Cette étape nous a permis notamment de faire des constatations sur les idées et opinions émergeantes et d'associer les thèmes importants pour les participants à partir de la façon dont ils les défendaient. La deuxième étape consiste, quant à elle, à élaborer des codages plus ciblés en éliminant, divisant et/ou combinant certains codages générés durant la première étape (Chamaz, 2006). Ce processus, nous l'avons élaboré à l'aide du logiciel de codages qualitatifs NVivo (version 12, 2019).

Par ailleurs, le codage réalisé avec NVivo nous a permis d'identifier 14 thèmes pertinents. Ces thèmes peuvent être divisés en deux sujets, à savoir : i) l'enjeu de l'espèce étudiée, en l'occurrence l'alose (son état écologique, son importance) et ii) les mesures de régulation efficaces parmi celles proposées ou autres. Ces différents thèmes sont détaillés dans le tableau 38. En ce sens, nous présentons ci-d'après les principaux résultats sur les deux sujets.

Enjeu de l'alose	Mesures de régulation
Alose et patrimoine	Interdiction de la pêche
Pêche professionnelle	Timbre alose
Pollution de l'eau	Limitation des captures
Barrages et obstacles	Limitation des spots
Conditions climatiques	Limitation des dates d'ouverture
Pratique de pêche	Education et sensibilisation des pêcheurs
Constat de déclin des stocks	Pratique du *no-kill*

Tableau 38: Les 14 thèmes codés pour l'analyse des débriefings.

5.2. Perceptions contrastées des problèmes

5.2.1. Les pêcheurs et l'alose

Cette partie restitue les opinions des pêcheurs sur l'état écologique de l'alose (état des stocks, cause de déclin …). Ce sujet reste en effet, le sujet le plus discuté par nos pêcheurs. Nous avons pu coder 7 thèmes pertinents autour de ce sujet, comme indiqué dans le tableau 38. Généralement, l'alose est considérée par les pêcheurs comme un patrimoine départemental. Cette espèce occupe une place importante dans le choix des espèces cibles. C'est une espèce très familière pour les pêcheurs. Elle est souvent appelée sous son nom commun « gatte ». Un pêcheur a déclaré dans ce sens « *l'alose pour nous, c'est un aliment. Alors, ça fait partie de notre tradition … à mon avis des décennies et des décennies que les gens viennent pêcher avec leurs gamins …* ».

Concernant le déclin de l'alose, on constate une divergence dans le discours des pêcheurs. En effet, certains pêcheurs considèrent que l'alose est tout à fait en déclin, d'après ce qu'ils ont pu constater sur le terrain au cours de leurs sorties. Plusieurs pêcheurs ont déclaré « *…oui l'alose est en baisse …* », « *…ça, c'est évident …* », « *…oui depuis 2, 3 ans …* ». D'autres en

revanche, ne considèrent pas que les stocks de l'alose soient en déclin. Ce déclin constaté aujourd'hui est peut-être dû à une mauvaise année de reproduction des aloses. Ce constat est tiré du discours prononcé par un pêcheur « … *lorsque les aloses remontent et pondent, y'a des bonnes années et des mauvaises années donc on est obligé de les retrouver quelques années après… ».* Un autre pêcheur a déclaré dans le même sens « … *on ne peut pas dire forcément que l'alose diminue*… ».

Par ailleurs, pour certains pêcheurs, s'il y a bien un déclin des stocks de l'alose, la pêche récréative n'est pas responsable de cette situation. En ce sens, ces pêcheurs ont pointé du doigt que d'autres facteurs, dont les prélèvements des professionnels occupent une part importante. Comme déclaré par certains pêcheurs dans leur discours : « … *je pense que quand une espèce est en voie de disparition, je pense qu'il faut interdire la pêche professionnelle* … » un autre a déclaré « … *je pense qu'y'aura des mesures et des choses à faire au niveau pêche professionnelle déjà une partie en mer et dans les estuaires parce qu'enfin c'est là où les poissons… ».*

D'autres facteurs ont également été pointés du doigt par les pêcheurs, à savoir la pollution de l'eau, comme a déclaré un pêcheur « … *le problème c'est qu'on a les diverses sources de pollution … quand est-ce qu'on va s'attaquer à ça ?* » ou encore un autre qui s'interroge ainsi « *Est-ce que ce sont les pêcheurs qui détruisent les aloses ou une pollution ?* ». Les barrages, comme cause du déclin des stocks, ont été également dans le viseur des pêcheurs. En effet, un pêcheur a déclaré que « … *on se rend bien compte que les barrages sont des réels obstacles complémentaires. Quand les poissons, ils ont des obstacles de 10-12 mètres à franchir, comment ils font ?* ». Un autre a déclaré « *…les barrages qui sont tous… les poissons n'arrivent plus à remonter*… ». Les changements climatiques semblent être aussi un facteur déterminant dans le déclin des stocks. Les pêcheurs ont déclaré à plusieurs cette cause possible. Un parmi d'autres a déclaré « … *ce qui se passe maintenant, eh ben avec le dérèglement climatique, ben il faut en tenir compte* … ». Un autre pêcheur a déclaré que « … *ce n'est pas un problème de pêche, c'est un problème de biotope, de réchauffement climatique.* ».

L'ensemble des facteurs pointés du doigt par les pêcheurs comme causes du déclin des stocks de l'alose sont représentés dans la figure 26. Cette figure représente la fréquence (le nombre de fois) de déclaration de chaque cause du déclin de l'alose dans le discours des pêcheurs.

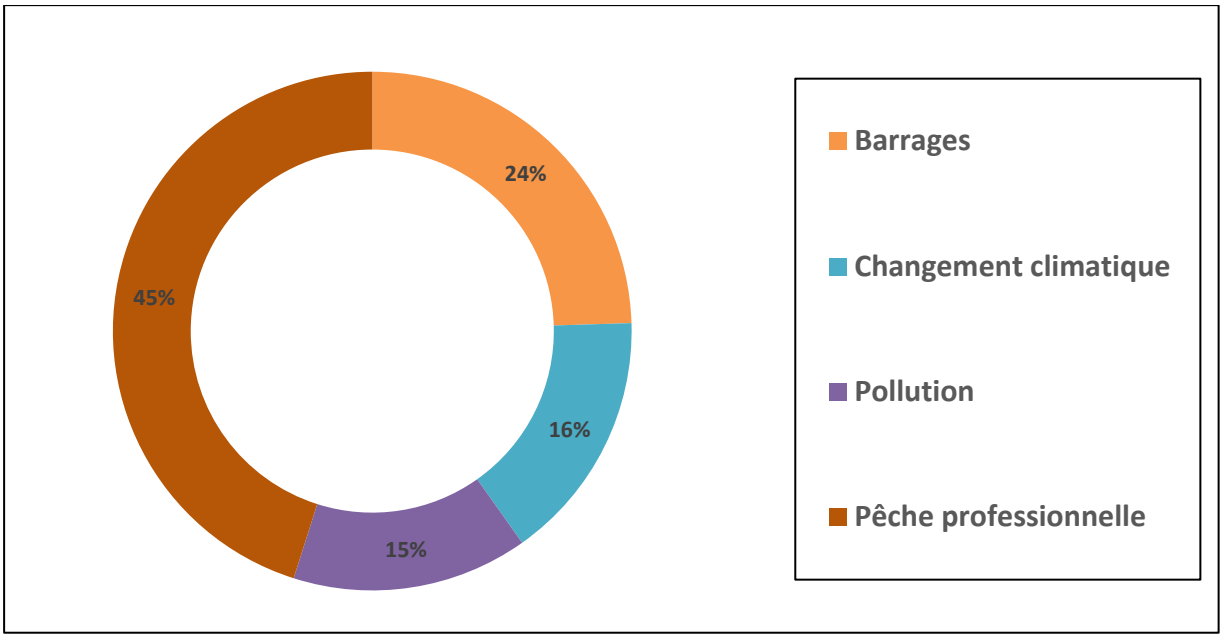


Figure 26: Les facteurs évoqués par les pêcheurs comme cause du déclin de l'alose.

Certains pêcheurs restent néanmoins sensibles aux effets de la pêche récréative sur les stocks de cette espèce. Ils constatent que le nombre de pêcheurs amateurs ciblant l'alose sont beaucoup trop nombreux par rapport aux pêcheurs professionnels. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « *…je ne suis pas convaincu… sur l'alose feinte, à mon avis, c'est pas les quelques professionnels qu'y'a par rapport au nombre hyper élevé de pêcheurs de loisirs qui la pêchent, que ça soit aux engins ou aux lignes, qui soient vraiment la différence sur cette espèce-là.* ».

En résumé, les conclusions sur les opinions des pêcheurs sur l'enjeu de l'alose sont très mitigées. En effet, si certains pêcheurs sont d'accord avec le constat selon lequel les stocks de l'alose sont en déclin, d'autres en revanche ne sont pas de tout d'accord avec ce constat. Pour ces derniers, la pêche récréative n'est pas la responsable de cette situation. Selon eux, les causes principales du déclin de cette espèce sont principalement les prélèvements professionnels (avec une fréquence dans le discours à 45%), les barrages (avec 24%) puis les changements climatiques et la pollution avec 16% et 15%, respectivement. Néanmoins, certains pêcheurs restent convaincus quant à l'impact de la pêche récréative sur les stocks de l'alose.

5.2.2. A propos des mesures de régulation proposées

Cette partie de l'analyse restitue les opinions exprimées par les pêcheurs concernant l'efficacité des mesures de régulation étudiées. Nous traitons respectivement les différentes mesures discutées par les pêcheurs.

5.2.2.1. Le timbre alose comme mesure de régulation

Le timbre alose demeure la mesure la plus discutée par les pêcheurs, et de fait celle qui a connu davantage d'oppositions. En effet, les pêcheurs ont contesté la mise en place de cet instrument monétaire pour plusieurs raisons. Premièrement, pour certains d'entre eux, la pêche amateure n'est pas à l'origine de la dégradation des stocks. Ces mêmes pêcheurs sont généralement ceux qui ne sont pas d'accord avec le constat sur le déclin de l'alose. Ils ont souvent évoqué les autres causes du déclin des stocks. Pour eux, le fait de faire payer uniquement les pêcheurs amateurs est ressenti comme une injustice. L'un de ces pêcheurs a déclaré « *Parce que nous, quand on paye une carte de pêche avec le timbre interdépartemental 100 euros, on a 300 ou 400 euros de fonctionnement à côté par rapport aux professionnels … On fait vivre toute une population qui gravite autour de la pêche amateure. Alors que le professionnel, lui, il a un gros bateau, il est subventionné à 80% par l'Europe pour son bateau, il pêche, il vend…* ». Un autre a déclaré « *… On va encore faire payer les pêcheurs…* ».

Deuxièmement, les pêcheurs adoptant notamment des techniques de pêche respectueuses des espèces, en l'occurrence le *no-kill*, ne voient pas l'intérêt de leur imposer un timbre alors que leur empreinte sur les espèces est selon eux déjà faible. En ce sens, l'un d'entre eux a déclaré « *comme tous mes copains, on pratique le no-kill, nous, à notre niveau, qu'est-ce qu'on peut faire ?... on fait ce qu'on peut mais pas beaucoup plus. Et alors, moi, je suis contre payer un timbre supplémentaire, ça ne sert à rien*. ». Un autre pêcheur a déclaré « *Moi, je les relâche, les aloses. J'ai trouvé beaucoup de pêcheurs qui les relâchent…* ».

Troisièmement, pour certains pêcheurs, la mise en place d'un timbre alose peut conduire à des pratiques de pêche illégales. C'est le cas par exemple de pêcher un maximum de poissons pour rentabiliser le montant payé pour le timbre. Ce qui est peut-être contre-productif. En ce sens, un des pêcheurs a déclaré « *… parce que le gars, il va payer mais il va quand même matraquer les aloses*. ». Un autre pêcheur a déclaré dans le même sens « *… si vous mettez un timbre alose … les mecs, ils vont les massacrer parce qu'ils vont bien les payer* ».

Toutefois, pour certains pêcheurs le timbre alose peut être considéré comme une alternative pour la régulation de la pêche ciblant l'alose. En effet, ces pêcheurs sont disposés à payer le timbre à condition que les montants payés servent à l'amélioration des habitas de cette espèce. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « *Moi, je suis prêt à payer à condition qu'on me propose une solution en me disant ok, l'argent que vous allez mettre va servir… comme c'est réalisé pour le saumon. Vous allez pêcher le saumon dans les Pyrénées-Atlantiques, vous avez un timbre migrateur obligatoire à acquitter, par contre y'a une réelle gestion issue derrière…* ». En revanche, d'autres pêcheurs considèrent les montants du timbre proposés plus élevés pour le peu de fois où ils vont pêcher l'alose. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « *C'est la valeur quoi aussi du timbre parce que 25 euros pour un mois… parce que pour moi, c'est ouvert pendant un mois mais j'y vais pas pendant mois. Je vous assure, je vais peut-être trois ou quatre fois…* ». Un autre pêcheur a déclaré dans le même sens « *… à la limite si on met une petite somme à payer … à la limite, oui* ! »

En résumé, de manière générale, les pêcheurs interrogés sont plutôt défavorables à la mise en place d'un timbre alose. Ils ont évoqué plusieurs raisons pour argumenter dans ce sens. Trois raisons ont été évoquées à savoir : i) la pêche amateure n'est pas responsable du déclin des stocks ; ii) la pratique du *no-kill* est une mesure plus efficace ; iii) le timbre alose peut même induire des effets pervers (le fait de payer inciterait certains à pêcher au-delà de ce qui serait autorisé pour rentabiliser le prix payé pour le timbre). Néanmoins, certains pêcheurs sont disposés à payer le timbre à condition que les montants payés servent à des actions pour améliorer l'habitat de cette espèce. Ce dernier point de vue reste en revanche très peu représenté dans le discours des pêcheurs.

5.2.2.2. La limitation des captures comme mesure de régulation

Si le timbre alose a rencontré une forte contestation de la part des pêcheurs, la limitation des captures semble en revanche attirer favorablement l'attention des pêcheurs. De manière générale, ils considèrent cette mesure comme une alternative pour la régulation de la pêche ciblant l'alose. Cela est peut-être dû au fait que c'est une mesure familière pour les pêcheurs car elle est déjà appliquée pour d'autres espèces. Comme actuellement la pêche de l'alose n'est pas limitée en nombre de prises, la mise en place d'une limitation des captures semble donc être une étape nécessaire pour atténuer la pression sur les stocks. Dans ce sens, un pêcheur a

déclaré « … *effectivement, y'en a qui en prennent beaucoup trop. Limiter la quantité*… ». Un autre pêcheur a déclaré « *D'abord la limitation des prises, évidemment* … ». Un autre insiste sur la mise en place de cette mesure en déclarant « *Tu peux limiter les prélèvements. C'est bien quand même de limiter les prélèvements.* ». Un autre confirme les propos de ces pêcheurs en déclarant aussi « *Tout à fait d'accord avec mes voisins… limiter le nombre de prises. Pourquoi pas un système de bagages ?! Ça, c'est pas mal.* ».

Par ailleurs, l'efficacité de la limitation des captures, comme toute mesure de régulation, est généralement tributaire de la façon dont les pêcheurs vont réagir. En effet, le non-respect du nombre de prises autorisées peut compromettre son efficacité. Nos pêcheurs insistent, dans leur discours, sur le contrôle pour accompagner cette mesure. Un pêcheur a déclaré dans ce sens « *Mais le problème, il est toujours pareil. C'est que, avoir un carnet pour dire avoir un carnet, c'est une chose mais derrière ça, le problème c'est que si y'a pas de contrôle… ben ça ne sert à rien.* ». Un autre pêcheur regrette le manque du contrôle « *Je pêche depuis l'âge de 14 ans, j'ai été contrôlé une fois… Même si les gens se font contrôler, ils contrôlent que la carte de pêche* ». Un autre pêcheur confirme ces propos en déclarant « … *je veux dire, c'est très, très faible le pourcentage de contrôle*… ». D'autres pêcheurs, en revanche, déclarent que même si on multiplie les contrôles, il existe toujours des pratiques illégales de la part de certains pêcheurs. Dans ce sens, l'un d'entre eux a déclaré « *y'a un garde de pêche attitré pendant deux mois et qui passe sa journée sur les quais ; sinon y'aurait de l'abus direct. Je veux dire, le gars, il est aux 35 heures, il débauche à 17H00, il sort de la fédé, les gars, ils y vont de 18h à 20h, ils en emmènent 30 aloses et personne ne les contrôlera* ».

Pour pallier le problème lié à ces pratiques illégales, nous avons pu repérer notamment deux solutions dans le discours des pêcheurs. En premier lieu, certains pêcheurs parlent de ce qu'on pourrait appeler le « contrôle social », c'est-à-dire que le contrôle peut s'opérer par les pêcheurs eux-mêmes. Ils seraient disposés à intervenir auprès du pêcheur à l'origine de la pratique illégale pour lui rappeler la réglementation (notamment sur le nombre de poissons autorisés à capturer). Un pêcheur a déclaré « … *l'autorégulation c'est un truc important, du coup. Je veux dire que, sans aller au niveau de la délation, mais juste, allez voir le mec, on dit, rempli pas ta base parce que le quota c'est 10 donc, il peut y avoir une forme de sanction entre pêcheurs*... ». D'autres pêcheurs indiquent que ce contrôle peut se faire naturellement pour le cas de l'alose, dès lors qu'elle se pêche dans des endroits où une forte concentration des pêcheurs existe. Un d'entre eux a déclaré dans ce sens : « *je pense que ce quota sur les aloses, ça sera d'autant plus respecté que les spots sont assez marqués. C'est sur des linéaires… En fait, y'a beaucoup de*

monde sur les spots. Le linéaire il fait 200 mètres mais tout le monde se voit en fait … Et donc du coup, je pense que le mec, il va sortir alose sur alose, qu'il va les garder… ça va se voir… ». Un autre pêcheur rajoute dans le même sens « *Ça va se voir terrible. On ne peut pas se cacher dans l'alose, c'est très difficile. Parce que c'est des spots ouverts en fait… Tout le monde est ensemble… ».*

Certains pêcheurs ont évoqué le recours à la sensibilisation et l'éducation des pêcheurs sur l'enjeu de l'alose et le déclin de ses stocks. Pour eux, si les pêcheurs sont plus informés et sensibilisés, ils seront davantage en mesure de respecter les mesures de régulation. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « … *il faudrait peut-être éduquer les gens, communiquer là-dessus*… ». Un autre a déclaré dans le même sens, « … *c'est surtout de la communication. Faut éduquer les gens qui vont à la pêche. A partir du moment où ils ont une conscience de ce qu'ils font, déjà ça les calme un peu. Les gens ne veulent pas forcément mal faire mais ils ne savent pas*, … ». Cette action peut-être plus efficace si nous commençons à sensibiliser dès le jeune-âge, comme l'a déclaré un pêcheur « … *les pays asiatiques et tout ça et quand ils veulent faire passer quelque chose c'est à l'école qu'ils font, que ça s'apprend. Ils éduquent les enfants*… ». Un autre pêcheur a déclaré dans le même sens « *Effectivement, peut-être agir au niveau des enfants, pour les sensibiliser à ça… auprès des enfants ou des jeunes qui commencent dans les écoles de pêche, effectivement, c'est une bonne idée*… ».

Concernant le nombre de prises autorisées, nos pêcheurs ont évoqué un nombre entre 4 et 10 aloses. Certains d'entre eux demandent que cette limitation soit crédible avec un nombre qui pourrait les satisfaire. Un pêcheur a déclaré dans ce sens « … *un quota qui ne soit pas ridicule. Je vois des fois ils fixent à deux poissons.* ». D'autres pêcheurs préfèrent avoir un nombre important d'aloses par jour pour éviter de tomber dans l'illégalité. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « … *Dix poissons me semble… Dix poissons, ça évite voilà, ça évite de*… ».

Cependant, une partie des pêcheurs, notamment les plus âgés, ont contesté la mise en place d'une limitation des prises. Ces pêcheurs recherchent et ciblent l'alose notamment pour des raisons liées à la tradition (recherche des œufs de l'alose), et la mise en place d'une telle mesure impacterait cette tradition. Cette catégorie de pêcheurs reste néanmoins très faible dans notre échantillon.

5.2.2.3. Agir sur le nombre de spots

Nous avons constaté dans le discours des pêcheurs que certains d'entre sont favorables pour fermer quelques spots de pêche (frayères) connus, pour réduire la pression sur les zones de reproduction des aloses. De cette manière, cette espèce aura des réserves de reproduction dont la pêche est interdite. Un pêcheur a déclaré dans ce sens « … *les zones de frayères donc je veux bien qu'on fasse des réserves sur ces zones de frayères*… ». Un autre pêcheur a déclaré dans le même sens « … *pourquoi pas mettre en place des réserves sur les frayères ? Ça peut se faire*… ». Un autre pêcheur a déclaré *« Les frayères, elles sont identifiées. Fermer une partie … ça permettrait déjà de lister les poissons*… ». Cette mesure peut permettre de faire face au problème de manque du contrôle. En effet, réduire le nombre de spots de pêche pourrait faciliter le contrôle et la surveillance de ceux-ci. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « … *je rajouterai limiter les endroits où on peut la pêcher. Y'a des secteurs, ça permettra peut-être aux gardes de contrôler plus facilement tel ou tel secteur*… ».

5.2.2.4. L'interdiction totale de la pêche ciblant l'alose

D'une manière générale, les pêcheurs ont contesté la mise en place d'une interdiction pour la pêche ciblant l'alose. Ils ne veulent pas revivre le même scénario que celui connu pour la grande alose, qui est actuellement interdite à la pêche. Pour eux, il faut dans un premier temps interdire sa pêche aux pêcheurs professionnels. Car selon eux, c'est la pêche professionnelle qui impacte considérablement les stocks. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « … *interdire les pêcheurs professionnels de les pêcher et peut-être que ça sauverait un peu de poissons*… ». Notamment, pour les espèces menacées comme l'alose, l'interdiction de la pêche professionnelle semble être vitale pour conserver les poissons. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « …. *je pense que quand une espèce est en voie de disparition, je pense qu'il faut interdire la pêche professionnelle*… ». Pour d'autres pêcheurs en revanche, le recours à une interdiction serait vraiment la dernière solution. En effet, ils insistent sur le fait de tester d'autres mesures, en l'occurrence une limitation de prises, avant de pénaliser les pêcheurs ciblant cette espèce. Dans ce sens un pêcheur a déclaré « … *de toute façon, si on veut éviter la sanction totale, en l'occurrence l'interdiction, il va falloir faire des concessions*… ». Un autre pêcheur a déclarant « … *y' a pas de solution miracle. Limiter dans un premier temps, je pense* ».

Par ailleurs, certains pêcheurs considèrent que l'interdiction peut être une mesure qu'il faut tester pour préserver l'espèce. Ils ne sont pas nombreux à avoir cette opinion, néanmoins. L'un d'entre eux a déclaré « *moi, je dis que pour protéger une espèce, la seule solution c'est de tout interdire ! Qu'on ferait mieux de fermer carrément la pêche et on en parle plus, terminé. Comme ça on est sûr à 100%.* ». Les pêcheurs ayant une attache particulière avec cette espèce préfèrent tester dans un premier lieu une interdiction temporaire pour préserver cette espèce. L'un d'entre eux a déclaré « *… l'alose, c'est un poisson qui se défend énormément, qui va se défendre absolument jusqu'à la fin. En plus, c'est un poisson qui était facile à prendre pour tout le monde. C'est un poisson, c'était une tradition. Je pense qu'il faut interdire pendant 5 ans pour voir si ça marche…* ». Néanmoins, ce discours reste le moins défendu par les pêcheurs.

Si nous récapitulons les avis des pêcheurs concernant l'ensemble des mesures de régulation étudiées, nous constatons dans leurs discours qu'ils ont des opinions plutôt convergentes, même si les arguments sont diversifiés. Ils sont d'abord contre l'interdiction totale de la pêche récréative. Le recours à un timbre alose est plutôt à éviter, même si les avis restent partagés et que cette mesure a suscité d'intenses débats.

En revanche, la limitation des captures, une mesure usuelle en matière de régulation de la pêche récréative, a été globalement approuvée. En effet, ils considèrent qu'une limitation de prises est cruciale pour atténuer la pression sur les stocks de l'alose. Néanmoins, des mécanismes de contrôle doivent être mis en place pour s'assurer de son efficacité. Ils ont également exprimé un intérêt, pour des dispositifs qui visent à l'amélioration des connaissances des pêcheurs via des campagnes d'informations et de sensibilisation, notamment auprès des enfants ou des jeunes pêcheurs. Ils avancent également l'idée de réduire le nombre de spots, fermant l'accès à certaines frayères.

Enfin, concernant l'interdiction de la pêche à l'alose, les pêcheurs contestent fermement sa mise en place. Ils considèrent que c'est plutôt la pêche professionnelle qui doit être interdite dans la mer et l'estuaire. Pour certains d'entre eux (notamment ceux ayant une attache d'enfance à cette espèce) considèrent que le recours à une interdiction temporaire pourrait être une alternative pour préserver l'espèce. L'interdiction reste en revanche une mesure très peu défendue par les pêcheurs.

1.1. Quelques alternatives aux mesures proposées

En dehors des mesures étudiées pendant l'enquête, certains pêcheurs ont évoqué des mesures alternatives. Une partie d'entre eux sont plutôt favorables à la modification/agencement des dates d'ouverture de la pêche d'alose. Ils sont notamment pour fermer la pêche à l'alose pendant sa période de reproduction. Cette stratégie permettrait notamment aux aloses de se reproduire dans des bonnes conditions. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « *Certains secteurs identifiés mais fermés à la pêche au moins le temps de la migration, vous pouvez fermer la pêche des aloses. Après, l'ouverture… Définir des dates d'ouverture, ce serait pas mal parce que c'est vrai …, c'est open-bar ! Si on connait bien la règlementation, on fait ce qu'on veut quand on veut au niveau de ce poisson-là donc on devrait travailler sur des dates d'ouverture de l'alose…* ». Un autre pêcheur a déclaré « *Déjà, limiter dans le temps et de fermer, voilà, certains secteurs où on sait qu'elles sont passées et là …* ».

En outre, pour certains pêcheurs, il faut renforcer les mesures déjà existantes pour l'alose, en l'occurrence les tailles des aloses autorisées à être pêchées. En effet, actuellement il existe une limitation de taille minimale (de 30 cm) des aloses et rajouter une limitation maximale permettrait notamment d'épargner les géniteurs (qui sont généralement de plus grande taille). Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « *Les reproducteurs souvent c'est les plus gros spécimens, entre autres, donc je pense que c'est pas une mauvaise idée, je pense de mettre une taille maximum en fait. La taille mini serait 35. La taille maxi, je sais pas, 50, 60. Et laisser du coup les plus gros spécimens*. ».

Si ces différentes mesures ont été globalement approuvées par nos pêcheurs, une mesure en revanche a suscité beaucoup de débat et d'échanges, à savoir la pratique systématique du *no-kill*. En effet, cette pratique a occupé une part importante dans les débriefings des pêcheurs, entre ceux qui sont favorables à sa mise en place et ceux qui ne le sont pas. D'une part, certains pêcheurs sont favorables à la mise en place systématique de cette pratique dans certains spots afin d'atténuer la mortalité. Un pêcheur a déclaré « *…imposer le no-kill sur certaines zones…* ». D'autres pêcheurs avancent l'idée de créer des cartes de pêche pour le *no-kill* « *… une carte no-kill pour les pêcheurs no-kill, elle sera un peu moins chère. C'est pas idiot…* ».

D'autre part, un nombre important de pêcheurs ne sont pas de tout favorables avec la mise en place du *no-kill*. Ces pêcheurs ont évoqué notamment la fragilité de l'alose pour ce type de pratiques. Dans ce sens, un pêcheur a déclaré « … *on peut pas faire du no-kill avec une alose. Ça meurt de peur. C'est à croire que c'est cardiaque.* ». Un autre pêcheur insiste sur l'inefficacité du *no-kill* en déclarant « … *si vous voulez faire du no-kill, les gars, vous voulez pas faire mal aux poissons, eh ben vous arrêtez la pêche totalement ! Totalement* ». Dans ce sens, un autre pêcheur a déclaré « … *à force de faire du no-kill, on va dire mais attendez, mais vous faites souffrir inutilement le poisson, même vous qui le remettez à l'eau pour le plaisir de quoi ? De le capturer, juste de le prendre dans les mains ! Rien que ça, vous le blessez. Pour moi, c'est un vrai danger.* ». Par ailleurs, certains pêcheurs souhaitent que la pratique du *no-kill* reste une action volontaire. L'un d'entre eux a déclaré dans ce sens « *Moi, enfin ce que j'aimerais, c'est que la pêche, ça reste un loisir et ce qui est important c'est la liberté. D'être assez libre de pêcher… d'être face au choix de relâcher le poisson, le consommer…* ».

CONCLUSION

Ce chapitre s'est donné comme objectif d'analyser les préférences des pêcheurs pour différents scénarios de régulation qui serviraient d'alternative à l'interdiction de la pêche. Pour ce faire, la méthode des expériences de choix délibératives, combinant un protocole de choix et un débriefing a été mise en place. Une soixantaine de pêcheurs adhérents à deux fédérations de pêche récréative (Gironde et Charente-Maritime) ont pu contribuer à l'enquête, au travers de six sessions qui duraient en moyenne deux heures chacune. Cette enquête a donné lieu à 124 réponses de choix qui ont servi à l'analyse économétriques des déterminants des préférences entre les différents attributs des scénarios de régulation soumis à l'évaluation, et inférer par la suite les variations de bien-être associées à 4 scénarios-types. Elle a permis également de disposer decinq heures d'enregistrement des échanges et discours tenus par les pêcheurs autour de la gestion et de la préservation de l'alose. C'est la première expérience de choix délibérative appliquée au contexte de la pêche récréative ciblant une espèce en danger

Le modèle économétrique le plus performant, à savoir l'estimation d'un modèle Logit mixte (avec des distributions log-normale des paramètres à estimer) confirment d'abord que les pêcheurs préfèrent le maintien de la pêche récréative ciblant l'alose. Ils sont favorables à la mise en place des scénarios de régulation des usages pour éviter l'interdiction de la pêche. Il semble néanmoins que la limitation des captures soit légèrement préférée à l'implémentation

d'un timbre alose. Les préférences sont hétérogènes, mais nous n'avons pas observé des préférences totalement opposées. A l'inverse d'une expérience de choix classique (cf. chapitre 3), le processus délibératif semble avoir dirigé les pêcheurs vers des préférences plus stables. D'autres travaux récents ont trouvé le même résultat dans d'autres contextes (Shan et Li, 2020 ; Lliso et al., 2020, pour les applications les plus récentes).

Un des apports de cette étude concerne l'évaluation des variations de bien-être des pêcheurs apportées par quatre scénarios de régulation types qui pourraient servir d'alternatives à l'interdiction de la pêche. Nous avons comparé les bénéfices issus des scénarios mobilisant une mesure monétaire, aux bénéfices associés à des scénarios mobilisant une mesure technique/biologique (l'instauration d'un quota). Le montant de ces bénéfices est quasi-identique, quand ils sont censés produire les mêmes résultats écologiques, et les mêmes conditions de pêche. C'est ici que réside l'intérêt d'avoir compléter notre analyse quantitative avec l'analyse qualitative. En effet, l'analyse des débriefings fait nettement ressortir que les pêcheurs interrogés sont très défavorables pour la mise en place d'un timbre, et proposent à la place l'expérimentation d'une limitation des captures avec renforcement des contrôles. A notre connaissance, aucune étude n'a investigué à ce jour les préférences des pêcheurs pour des mesures monétaires *versus* des mesures biologiques pour la conservation d'une espèce en danger, au sein d'une expérience de choix. En effet, les travaux sur la pêche récréative se sont limités à étudier l'adhésion des pêcheurs à un ensemble d'instruments de régulation biologique (voir le chapitre 1). Le mécanisme monétaire a été adopté pour pouvoir calculer le CAP des pêcheurs pour les différents attributs et non pas comme mesure de régulation.

Les bénéfices attendus d'une amélioration des stocks d'alose restent modestes, car ils se situent actuellement, dans le cas favorable à 21€/saison. S'il est toujours contestable de procéder à des comparaisons, ce montant est largement inférieur au « timbre migrateur » appliqué pour le saumon qui se situe actuellement à 50€/saison. Il faut néanmoins préciser que les deux espèces ne sont pas comparables. Les spots de saumon sont largement plus rares que les spots d'aloses. Il est à noter également que le « timbre migrateur » actuel permet d'avoir accès à deux espèces migratrices, à savoir le saumon et la truite de mer. Or, le timbre expérimenté dans ce travail concerne une seule espèce migratrice, en l'occurrence l'alose. Dans la littérature, les valeurs économiques exprimées par les pêcheurs varient systématiquement d'une espèce à l'autre. Depuis la méta-analyse de Loomis et White (1996), sur la valeur économique des espèces en danger, le saumon devance les autres espèces aquatiques étudiées. Ils rapportent une valeur économique moyenne pour le saumon de 51€ (63$) (CAPM). Dans le même sens, la méta-

analyse de Johnson et al., (2006) montre également une valeur plus élevée pour le saumon, en comparaison aux autres espèces. Ils suggèrent que le CAP des pêcheurs par poisson supplémentaire est systématiquement sensible, entre autres, aux variations des stocks de la ressource. Donc, le bénéfice de 21€/saison pour l'alose, rapporté par ce travail, même s'il semble être modeste, demeure à ce jour une première évaluation de cette espèce de point du vue des pêcheurs.

Un autre intérêt d'avoir procéder à des débriefings et à l'analyse des discours des pêcheurs est de pouvoir mettre en évidence d'autres arguments qui viendraient expliquer les choix. Ainsi, l'évitement de l'interdiction n'était pas à attribuer au fait qu'elle priverait les pêcheurs d'une pratique qu'ils affectionnent, mais plutôt du fait que ce sont d'abord les pêcheurs professionnels qui exercent des pressions sur la ressource et qu'il faut interdire la pêche en priorité à cette catégorie d'usagers. Ces attitudes et croyances sont probablement liées au fait que ces pêcheurs n'ont pas perçu l'impact « cumulatif » que la pêche récréative peut avoir sur les ressources halieutiques (Cooke, Cowx, 2004), en se basant notamment sur leur expérience personnelle (en termes de capture). Ce même résultat a été rapporté par l'étude de Veiga et al, (2013) sur la perception des pêcheurs récréatifs vis-à-vis des mesures de régulation de la pêche récréative en mer au Portugal. De même, le refus du timbre n'était pas nécessairement à lier à son montant, mais plutôt au sentiment d'injustice qu'il génère, auquel s'ajoute des problèmes « d'inefficacité évidente ». Enfin, si la limitation des captures est la mesure la plus plébiscitée, c'est d'abord parce qu'elle n'a pas encore été appliquée à l'alose, contrairement aux autres espèces, et qu'il faut donc expérimenter l'efficacité de cette mesure avant d'interdire.

La principale limite de l'analyse que nous avons menée ici réside dans la taille limitée de l'échantillon qui ne nous permet pas de généraliser les résultats économétriques obtenus à l'ensemble des pêcheurs. Mais, cette limite statistique est dans une certaine mesure compensée par l'analyse des discours dont la pertinence et la portée générale n'est pas inféodée à des représentativités statistiques. La combinaison des enquêtes conventionnelles avec des techniques qualitatives permettrait de compenser la taille limitée des échantillons en collectant des données plus riches sur l'ensemble des enquêtés. Cette approche a été déjà utilisée pour enrichir les résultats des expériences de choix discrets, par exemple dans le domaine de la santé (Coast et Horrocks, 2007). Son application dans le cadre de la pêche récréative reste très limitée. Un seul exemple est celui de l'étude de Golden et al., (2019) qui a couplé les résultats issus de l'expérience de choix sur les préférences des pêcheurs avec des entretiens individuels approfondis. Cette combinaison de méthodes a permis ainsi aux auteurs de compenser la taille

limitée de l'échantillon (60 pêcheurs), en recueillant des données supplémentaires auprès de chaque participant. Il est à noter enfin que d'autres travaux utilisent de telles approches uniquement pour recueillir des données quantitatives ou pour orienter l'élaboration des enquêtes. Certes, cette utilisation est très utile, mais elle néglige l'utilité majeure des données qualitatives à savoir, enrichir les informations sur les motivations et les croyances des individus (Weiss, 1995).

CONCLUSION GENERALE

Cette thèse s'est attachée à enrichir la réflexion sur les choix des pêcheurs à propos des mesures de régulation de la pêche récréative d'une espèce en danger. Elle avait notamment pour objectif de savoir si l'interdiction des usages récréatifs d'une espèce en danger, rencontre l'adhésion des pêcheurs et si tel n'est pas le cas, quels types d'instruments de régulation (biologique *versus* monétaire) faudrait-il mettre en place afin de mieux articuler le maintien des usages récréatifs et les objectifs de la préservation ?

Pour y répondre, la thèse s'appuie sur le cas des poissons migrateurs, des espèces au centre d'un ensemble d'activités économiques et récréatives, mais qui subissent depuis plusieurs années un déclin continu. Pour alimenter la réflexion, nous avons effectué une analyse approfondie des hétérogénéités des pêcheurs en termes de pratiques, de motivations environnementales et de leur perception de l'efficacité des mesures encadrant la pêche récréative. Cette analyse prend appuis principalement sur un ensemble de travaux empiriques basés sur la méthode des préférences déclarées, et plus spécifiquement, la méthode des expériences de choix discrets – MCE - (Adamowicz et al., 1998 ; Louvière et al., 2000). Ces méthodes offrent l'opportunité d'explorer les effets des scénarios hypothétiques, décrivant les politiques publiques environnementales, sur les comportements des usagers d'une ressource naturelle (Bateman et al, 2002).

La mobilisation de la méthode des expériences de choix dans le cadre de la pêche récréative n'est pas une chose nouvelle. En effet, il existe depuis les années 2000 (Aas et al., 2000), un ensemble de travaux appliquant cette méthode pour investiguer l'impact d'un ensemble de caractéristiques des sites de pêche, y compris les mesures de régulation des prélèvements, sur la satisfaction des pêcheurs (Hunt, 2005). Cette méthode a permis également d'en déduire la valeur récréative et le bien-être des pêcheurs pour une modification dans les conditions de pêche. Par ailleurs, les pêcheurs peuvent réagir différemment aux mesures imposées à la pêche récréative. Par souci de concilier la demande des activités récréatives et les objectifs de préservation, les gestionnaires doivent choisir entre différentes combinaisons de mesures de régulation (et leurs niveaux). Le choix de ces différents scenarios de régulation doit tenir compte de la façon dont ils impactent le bien-être des pêcheurs (Dorow et al., 2010).

La thèse propose, dans un premier temps, une revue systématique des travaux empiriques appliquant la méthode des expériences de choix pour étudier les préférences des pêcheurs récréatifs vis-à-vis des mesures de régulation biologique (**chapitre 1**).

Cette phase avait pour but de restituer de manière exhaustive les enseignements globaux de ces travaux (19 études exploitables). Des estimations par méta-régression ont été ainsi réalisées pour mieux comprendre l'effet des différentes mesures de régulation, du contexte de pêche, des caractéristiques des pêcheurs interrogés et des méthodes de recherche mobilisées, sur les CAP (CAP) et le bien-être des pêcheurs pour un scénario de pêche (Johnson et al, 2006 ; Mazzotta et al., 2015). Les revues systématiques existantes dans le cadre de la pêche récréative (la plus récente, Hunt et al., 2019) ont notamment cherché à analyser l'hétérogénéité dans les CAP des individus pour ensuite procéder à des transferts de bénéfices vers d'autres sites de pêche ou d'autres espèces, non-étudiés auparavant (Johnston et Wainger, 2015). Pour autant, la méta-analyse mobilisée dans le cadre de cette thèse ne consiste pas à résumer les informations et les données contenues dans les travaux existants en matière de transfert de bénéfices. Il s'agissait pour nous de disposer d'une synthèse sur, la manière dont les pêcheurs évaluent les différents scénarios de régulation. Et quels types d'instruments mobilisés emportent l'adhésion des pêcheurs interrogés ?

Cette méta-analyse nous a permis de dégager plusieurs résultats. Premièrement, les pêcheurs récréatifs ont, globalement, une demande pour la mise en place de mesures de régulation pour encadrer leur activité de loisir. Cette demande s'est renforcée auprès des pêcheurs ciblant notamment des espèces migratrices. Cela peut être dû au statut spécifique de ces espèces (« d'espèce en danger » ou « rare »), qui aurait contribué à renforcer leur attrait auprès des pêcheurs sportifs (Cooke et al., 2014). Deuxièmement, les pêcheurs-touristes (non-résidents) accordent une plus grande valeur à la présence d'une mesure de régulation de la pêche au cours d'une sortie de pêche en comparaison des pêcheurs-résidents. Ce résultat reflète les préoccupations des pêcheurs non-résidents quant aux conditions de la pêche, puisqu'ils ont déjà engagé des coûts plus élevés pour se rendre sur les sites en question. Enfin, cette analyse suggère que l'utilisation de la méthode des expériences de choix est une approche très prometteuse pour étudier les préférences des pêcheurs vis-à-vis des différents scénarios de régulation des prélèvements de la pêche récréative.

Après cette première analyse, la suite de la thèse s'est attachée à investiguer les préférences des pêcheurs entre différents scénarios de régulation de la pêche de l'alose, en mobilisant des protocoles d'expériences de choix discrets. Pour mener à bien les différentes analyses économétriques, nous avons administré le protocole de cette méthode de façon à pouvoir répondre aux différents questionnements soulevés dans cette thèse.

Pour ce faire, nous avons pris le temps de bien exposer les différents enjeux conceptuels et méthodologiques pour l'élaboration de notre expérience de choix (**chapitre 2**). Les résultats de la méta-analyse mobilisée auparavant, nous ont beaucoup servi pour mettre en place le protocole à suivre. Les études antérieures ont pu en effet intégrer et tester l'impact de diverses conditions et caractéristiques liées à la pêche récréative sur les choix et le bien-être des pêcheurs. Parmi les caractéristiques étudiées, figurent presque de manière systématique, les mesures de régulation des prélèvements (Hunt, 2005). Ces mesures sont généralement d'ordre biologique (limitation des captures, limitation de tailles, catche-and-release …) tandis que l'instrument monétaire a été utilisé, non comme mesure de régulation, mais plutôt comme véhicule permettant d'estimer la valeur économique associée à chaque attribut. En outre, ces études ne se sont pas nécessairement intéressées aux préférences des pêcheurs pour des mesures de régulation de la pêche récréative ciblant notamment des espèces en danger, du point de l'UICN.

Pour notre expérience de choix, nous avions choisi comme mesure de régulation biologique à étudier, la limitation des captures, une mesure qui n'est pas encore appliquée pour le cas de l'alose. A côté de cette mesure biologique, et à la différence des travaux existants à ce jour, le protocole mobilisé dans cette thèse possède deux originalités. La première consistait à tester comme alternative à l'interdiction de la pêche, la mise en place d'un instrument monétaire comme mesure de régulation, à comparer aux autres mesures biologiques. La deuxième originalité, réside dans le protocole qui accorde une importance particulière à l'impact de nouvelles informations écologiques sur les préférences des pêcheurs vis-à-vis des mesures de régulation d'une espèce en danger. Cette dernière a nécessité donc le développement de différentes manières de procéder : i) la technique du *split-sample test* pour une première enquête ouverte à l'ensemble des pêcheurs des deux fédérations de pêcheurs qui ont pris part à l'enquête (1000 observations au final) ; ii) la fourniture de l'information par une modératrice au cours d'une deuxième enquête mobilisant un protocole délibératif, conduit avec 62 pêcheurs partagés en 6 sessions.

L'analyse économétrique des données issues de la première enquête nous a permis d'explorer les déterminants ayant impacté les choix des pêcheurs entre les différents instruments étudiés : interdiction *versus* régulation (par la limitation des captures, ou par le timbre-alose (**chapitre 3**). Etant donné le statut « d'espèce en danger » de l'alose, une intention particulière a été portée sur le rôle explicatif des comportements et des attitudes pro-environnementaux des pêcheurs à côté des variables sociodémographiques usuelles (Gallagher et al., 2015 ; Curtis, 2018). Nous avons pu également distinguer les préférences des pêcheurs ciblant notamment l'espèce étudiée, en l'occurrence l'alose. Nous avons mobilisé un ensemble de modèles économétriques et c'est finalement le modèle Logit multinomial généralisé G-MNL qui nous a fourni les résultats les plus performants.

Les résultats montrent que l'interdiction de la pêche récréative de l'alose pour restaurer son stock engendre globalement une perte d'utilité en comparaison d'un scénario de préservation basé sur des mesures de régulation incitatives. Cette perte liée à l'interdiction serait plus prononcée pour les pêcheurs pour lesquels la motivation des sorties de pêche est de capturer un maximum de poissons. Cependant, les préférences des pêcheurs vis-à-vis de l'interdiction restent hétérogènes. Cela signifie qu'une partie d'entre eux préfèrent tout de même le recours à l'interdiction de la pêche. C'est le cas par exemple des pêcheurs adoptant des pratiques de pêche respectueuses des espèces, en l'occurrence le *no-kill*. La préférence pour l'interdiction peut aussi être renforcée par le fait que le pêcheur ait des préoccupations environnementales prononcées. Concernant les autres mesures incitatives, nous avons constaté que la mise en place d'une limitation des captures emporte généralement l'adhésion des pêcheurs, probablement parce qu'ils ont l'habitude de cet outil qui est appliqué pour les autres espèces. L'instauration d'une mesure monétaire est en revanche perçue comme une mesure plus contraignante à leur activité de loisir.

Par ailleurs, la mobilisation du modèle G-MNL nous a permis d'examiner le rôle de l'information dans la construction des préférences des pêcheurs. Les résultats ont montré que l'information injectée dans le processus a bénéficié aux pêcheurs non-familiers avec l'espèce étudiée. En outre, pour soutenir des programmes de préservation, l'adoption volontaire des pratiques respectueuses des espèces mais aussi avoir des attitudes pro-environnementales sont des catalyseurs de l'adhésion des pêcheurs, dans un contexte où l'on manque d'informations sur les espèces à réguler. Afin de mobiliser tous les pêcheurs et non pas uniquement ceux ayant une certaine sensibilisation écologique, des efforts doivent être menés pour rendre l'enjeu de

préservation des espèces menacées le plus familier possible. Les résultats de cette première enquête indiquent que l'information pertinente, mais aussi les préoccupations environnementales individuelles, sont des déterminants importants dans la construction des préférences des individus en termes de préservation de la biodiversité. (Kotchen et Reiling, 2000 ; Martín-López et al., 2007, Adrich et al., 2007). Ce travail démontre également que la fourniture de l'information pertinente viendrait compenser l'absence de motivations pro-environnementales, pour faciliter l'acceptabilité de l'instauration d'un programme de préservation, notamment pour des individus qui ont un usage direct de la ressource comme les pêcheurs.

Dans la deuxième enquête, nous avons développé une approche en termes de bien-être pour comprendre les choix des scénarios de régulation (**chapitre 4**). Nous avons voulu pour cela confirmer les attributs les plus importants du point de vue des pêcheurs pour l'élaboration des scénarios de régulation de la pêche, et de comprendre pourquoi les pêcheurs valorisent tel ou tel scénario de régulation. Nous avons développé pour ce faire une expérience de choix au sein d'un protocole délibératif (voir Lienhoop et Volker, 2016 ; Kenter et al., 2016 ; Owuor et al., 2019). Ce protocole délibératif s'est légèrement démarqué de ce qui était à l'œuvre jusqu'à présent dans la littérature. L'enquête procède bien en deux rounds avec un temps de pause, de réflexion et d'information au milieu. En revanche, le temps d'échange, sous forme de débriefing est décalé à la fin de chaque session pour permettre aux participants de s'exprimer davantage sur l'exercice, mais aussi de donner leur opinion sur les scénarios évalués. Ce choix de méthode s'explique pour deux raisons. Premièrement, l'objectif était de modéliser le choix des scénarios de régulation pour en inférer par la suite les bénéfices/pertes associés en comparaison d'un scénario d'interdiction (préservation de la ressource). L'emploi d'un protocole, où les pêcheurs peuvent s'informer semblait donc nécessaire, et permettrait de s'assurer de la fiabilité des résultats. Deuxièmement, ce protocole délibératif, avec debriefing donne une deuxième source de données sur les mêmes individus et même sujet. Le débriefing permet aussi de disposer des informations sur les discours défendus par les pêcheurs pour justifier leurs choix.

Nous avons élaboré un ensemble d'estimations économétriques sur les données récoltées, reposant notamment sur la mobilisation des modèles à effets aléatoires, de type Logit mixte (McFadden et Train 2000). Ce modèle, en référence aux préférences non-observées, possède un ensemble d'avantages par rapport aux autres modèles, notamment le modèle Logit simple. A contrario, le modèle Logit mixte permet de relaxer hypothèse d'indépendance des alternatives

non-pertinentes (IIA). En effet, la violation de cette propriété signifie que le chercheur pourrait omettre certaines variables indispensables pour la bonne estimation des effets de différents attributs. Nous avons estimé ce modèle avec une distribution normale des paramètres aléatoires, dans un premier temps. Cette distribution permet à toutes les valeurs potentielles d'avoir une probabilité positive d'être produites. En d'autres termes, elle permet d'avoir des variations positives ou négatives d'utilité pour chaque attribut. Dans un second temps, nous avons estimé le modèle Logit mixte en imposant une distribution log-normale des paramètres à estimer. Cette distribution ne permet pas d'avoir des valeurs négatives, elle garantit que les paramètres estimés possèdent un signe positif pour tous les individus. Cette transformation logarithmique permet de calculer les valeurs des CAP des individus interrogés pour les attributs étudiés (Train, 2003).

Comme pour la première enquête, les résultats des estimations confirment d'abord que les pêcheurs préfèrent le maintien de la pêche récréative ciblant l'alose. Ils sont ainsi prêts à accepter des scénarios de régulation de la pêche ciblant l'alose pour éviter son interdiction. Leur préférence semble néanmoins être légèrement prononcée pour le recours à une limitation des captures plutôt qu'à l'implémentation d'un timbre alose. Globalement, leurs préférences étaient cohérentes malgré l'hétérogénéité dans les choix. En complément des analyses menées auparavant, cette deuxième expérience de choix a permis d'évaluer les variations de bien-être des pêcheurs pour quatre scénarios de régulation types qui pourraient servir d'alternatives à l'interdiction de la pêche. La comparaison des bénéfices associés à ces scénarios montre que le choix de la mesure à mettre en place (monétaire *versus* biologique) est d'une importance moindre, étant donné que ces deux dernières sont censées produire les mêmes résultats écologiques, et les mêmes conditions de pêche. L'analyse des débriefings des pêcheurs montrent en revanche que les pêcheurs interrogés sont très défavorables à la mise en place d'un timbre alose, et proposent à la place l'expérimentation d'une limitation des captures avec un renforcement des contrôles.

Les bénéfices attendus d'une amélioration des stocks d'alose restent modestes, car ils se situent actuellement, dans le cas favorable à 21€/saison. Néanmoins, ce travail demeure une première évaluation des bénéfices d'une amélioration des conditions de pêche de cette espèce du point de vue des pêcheurs.

*** ***

** **

*** ***

Bien que cette thèse ait pu avancer quelques éclairages intéressants sur le potentiel des mesures de régulation de la pêche d'une espèce en danger, quelques limites ont pu être observées.

La mobilisation d'une expérience de choix discrets au sein d'un protocole délibératif exige des conditions très particulières (restreindre le nombre de participants à chaque fois pour une session, par exemple). Pour mener à bien chaque session, il faut arriver à réunir un nombre de pêcheurs en même temps et même lieu (généralement entre 10 et 15 individus, pour pouvoir gérer facilement la session). Cette démarche est onéreuse et demande énormément de temps pour avoir un nombre suffisant de sessions équilibrées (en termes de nombre de participants, qui seront disponibles au même moment). Au cours de cette thèse, nous étions confrontés à une faible mobilisation de la part des pêcheurs pour occuper les sessions. Par ailleurs, le budget dédié n'était pas extensible. De ce fait, nous étions contraints de réaliser l'enquête sur la base du volontariat. Cela peut signifier que les participants qui se sont mobilisés peuvent déjà avoir un certain engagement dans les manifestations organisées par les fédérations de pêche. Cela peut aussi sous-entendre que les pêcheurs mobilisés aient une certaine sensibilisation environnementale. Ces deux possibilités pourraient orienter les préférences des participants vis-à-vis des mesures étudiées. Néanmoins, les analyses statistiques de notre échantillon montrent que les participants sont plutôt hétérogènes en termes de caractéristiques sociodémographiques, de pratiques de pêche et de connaissances vis-à-vis des poissons migrateurs.

Par ailleurs, lors des débriefings, nous avons constaté que dans certaines sessions, la parole est monopolisée par certains pêcheurs, et notamment sur le timbre alose. Cela est probablement dû au fait que tous les participants n'ont pas la capacité de s'exprimer et défendre leurs opinions en public. Une problématique qui a été déjà observée dans d'autres études menées dans des contextes différents (Balaine et al., 2020 ; Lliso et al., 2020). Néanmoins, ces incidents sont faiblement représentés dans ce travail, car les résultats montrent des choix globalement cohérents entre les deux enquêtes, délibérative et non-délibérative.

Même si cette méthode délibérative suscite un intérêt croissant depuis quelques années (Owuor, et al., 2019 ; Lliso et al., 2020, Shan et Li, 2020 ; pour des exemples d'application récents), elle n'est, néanmoins, adaptée à tous les contextes, car toutes les personnes cibles de ce genre d'enquêtes ne sont pas forcément à l'aise pour s'exprimer dans des groupes et cela est particulièrement préoccupant dans des contextes où des relations de pouvoir inéquitable peuvent empêcher certains participants à s'exprimer librement (Lliso et al., 2020). En outre, la réalisation d'une telle approche nécessite un ensemble de compétences supplémentaires, notamment la capacité de modérer efficacement des groupes (Christie et al., 2012). Malgré ses limites, la méthode délibérative permet toutefois de révéler davantage d'informations sur les choix des individus et les arguments avancés notamment sur les contestations de certains scénarios, qui seraient autrement impossibles à saisir à l'aide des méthodes d'évaluation conventionnelles.

*** ***

** **

*** ***

Les différents résultats issus de cette thèse permettent de nourrir des pistes de réflexion sur des travaux futurs, qui pourraient contribuer directement à améliorer certains points soulevés dans ce travail.

Une première piste d'amélioration peut concerner l'actualisation des analyses entreprises dans le chapitre 1. En effet, depuis la réalisation de notre méta-analyse, on peut recenser dans la littérature de nouvelles études, publiées récemment, qui répondaient aux critères de sélection utilisés pour la méta-analyse mobilisée dans cette thèse (c'est-à-dire, l'utilisation de la méthode des expériences de choix et la fourniture d'une évaluation économique des différents attributs). Une première recherche nous a permis de repérer six études disponibles depuis 2017[25] (pour rappel, notre méta-analyse s'est limitée aux travaux disponibles jusqu'en 2016). Ces études représentent un ensemble important d'observations. En perspective, l'actualisation des données de cette méta-analyse serait la bienvenue pour améliorer la robustesse des résultats. En effet, pour disposer des résultats robustes, il est indispensable de chercher à réunir toutes les études réalisées, afin de disposer d'une vision la plus récente possible sur la connaissance empirique accumulée sur le domaine d'investigation pour une période donnée (Nelson et Kennedy, 2009).

La deuxième piste d'amélioration possible réside dans l'approche de modélisation économétrique des données, notamment dans la façon d'intégrer les variables sur les préoccupations environnementales des pêcheurs dans le modèle. Nous avons utilisé dans cette thèse (chapitre 3) l'approche classiquement adoptée dans la littérature, qui consiste à intégrer directement les réponses des pêcheurs aux questions sur leurs préoccupations environnementales comme variables explicatives dans le modèle (Andersen et al., 2012 ; Choi et Fielding, 2013 ; Bartczak, 2015, pour des exemples d'application). Cette manière de faire peut cependant être soumise à certaines limites. Cette inclusion directe des variables attitudinales dans le modèle ne considère pas que ces réponses soient des approximations des variables sous-jacentes, ce qui rajoute un paramètre aléatoire au modèle et par conséquent réduirait sa précision (pour une discussion vaste sur les limites de cette démarche, voir Faccioli et al., 2020). Pour pallier ces problèmes, d'autres approches de modélisation ont été avancées

[25] Voir par exemple : Cha et Melstrom (2018) ; Curtis, (2018) ; Grilli et Curtis, (2019) ; Golden et al., (2019) ; Carter et al. (2020) ; Melstrom et Kaefer, (2020).

comme solution, à l'image des modèles de choix hybrides (hybrid mixed Logit - HMXL, Ben-Akiva et al., 2002). Ces modèles ont, entre autres, l'avantage de bien tenir compte de la nature latente des variables attitudinales. Les modèles de choix hybrides ont été largement appliqués dans les transports (par exemple, Motoaki et Daziano, 2015), et son application prend son essor dans l'économie de l'environnement (par exemple, Taye et al., 2018 ; Boyce et al., 2019 ; Faccioli et al., 2020). Ces modèles hybrides sont structurés de façon à isoler l'effet des variables psychologiques (comme les attitudes et les croyances) sur les préférences et les CAP des individus. Etant donné les arguments évoqués, il serait intéressant de mobiliser ce genre de modèles sur nos données pour vérifier la stabilité des résultats concernant les effets des préoccupations environnementales des pêcheurs sur leurs choix en termes de mesures de régulation, et cela notamment en lien avec l'apport de l'information injectée. Néanmoins, il est à noter que l'estimation des modèles de choix hybrides exige beaucoup de manipulations complexes, ce qui peut susciter le débat de savoir si leur utilisation est justifiée (Mariel et Meyerhoff, 2016).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aas, Ø., Haider, W., Hunt, L., 2000. Angler Responses to Potential Harvest Regulations in a Norwegian Sport Fishery, A Conjoint-Based Choice Modeling Approach. North American Journal of Fisheries Management, 20,4, 940-950.

Aas, Ø., Thailing, C.E., Ditton, R.B., 2002. *Controversy over catch-and-release recreational fishing in Europe.* In: Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation (eds T.J. Pitcher and C.E. Hollingworth), Blackwell Science, Oxford, pp. 95–106.

Adamowicz, W., Boxall, P., Williams, M., Louviere, J., 1998. *Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation*. American Journal of Agricultural Economics, 80, 64-75.

Adamowicz, W., Louviere J., Williams M., 1994. *Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities*. Journal of Environmental Economics and Management, 26, 271-292.

Agimass, F., Mekonnen, A., 2011. *Low-income fishermen's willingness-to-pay for fisheries and watershed management: an application of choice experiment to Lake Tana, Ethiopia*. Ecological Economics, 71, 162-170.

Ajzen, I., 1991. *The theory of planned behavior*. Organizational Behavior and Human Decision Processes, 50, 179-211.

Ajzen, I., Fishbein, M., 1977. *Attitude-behaviour relations: A theoretical analysis and review of empirical research*. Psychological Bulletin, 84, 888-918.

Akinwande, M.O., Dikko, H.G., Samson, A., 2015. *Variance Inflation Factor: As a Condition for the Inclusion of Suppressor Variable(s) in Regression Analysis*. Open Journal of Statistics, 5, 754-767.

Aldrich, G.A., Grimsrud, K.M., Thacher, J.A., Kotchen, M.J., 2007. *Relating environmental attitudes and contingent values: how robust are methods for identifying preference heterogeneity ?* Environmental and Resource Economics, 37, 757–775.

Allo, M., Loureiro, M.L., 2014. *The role of social norms on preferences towards climate change policies, A meta-analysis*. Energy Policy, 73, 563-574.

Álvarez-Farizo, B., Hanley, N., Barberán, R., Lázarod, A., 2007. *Choice modelling at the "market stall": individual versus collective interest in environmental valuation*. Ecological Economics, 60, 743–75.

Ami, D., Aprahamian, F., Chanel, O., Luchini, S., 2018. *When do social cues and scientific information affect stated preferences? Insights from an experiment on air pollution*. Journal of Choice Modelling, 29, .33 – 46.

Andersen, M.D., Kerr, G.N., Lambert, S.J., 2012. *Cultural differences in environmental valuation*. Presented at the New Zealand Agricultural and Resource Economics Society Conference.

Anderson, L.E., 2013. *Costs of Delaying Conservation Regulations and the Recreational Values of Exploited and Co-occurring Species*. Land Economics, 89, 371-385.

Anderson, L.E., Lee S.T., 2013. *Untangling the Recreational Value of Wild and Hatchery Salmon*. Marine Resource Economics, 28, 175-197.

Anderson, L.G., 1983. *The Demand Curve for Recreational Fishing with an Application to Stock*. Land Economics, 59, 279-286.

Anderson, L.G., 1992. *Toward a Complete Economic Theory of the Utilization and Management of Recreational Fisheries*. Journal of Environmental Economics and Management, 24, 272-295.

Arlinghaus, R., 2007. *Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community, A qualitative case study of specialised carp, Cyprinus carpio, angling in Germany*. Fisheries Management and Ecology, 14, 161-171.

Arlinghaus, R., Aas, Ø, Alós, J., Arismendi, I., Bower, S., Carle S., Czarkowski, T., Freire, K.M. F, Hu J., Hunt L. M., Lyach R., Kapusta A., Salmi P., Schwab A., Tsuboi J., Trella M., McPhee D., Potts W., Wołos A., Yang Z. J., 2021. *Global Participation in and Public Attitudes Toward Recreational Fishing, International Perspectives and Developments*. Reviews in Fisheries Science Aquaculture, 0, 58-95.

Arlinghaus, R., Abbott, J. K., Fenichel, E. P., Carpenter, S. R., Hunt, L. M., Alós, J., Manfredo, M. J., 2019. *Governing the recreational dimension of global fisheries*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 116, 5209– 5213.

Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J., Pagel, T., 2014. *Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes.* Journal of Fish Biology, 85, 1843–1867.

Arlinghaus, R., Schwab, A., Cooke, S.J., Cowx, I.G., 2009. *Contrasting pragmatic and suffering-centred approaches to fish welfare in recreational angling.* Journal of Fish Biology, 75, 2448–2463.

Arlinghaus, R., Tillner, R., Bork, M., 2015. *Explaining participation rates in recreational fishing across the industrialized world*. Fisheries Management and Ecology, 22, 45–55

Arrow, K., Solow, R., Portney, P.., Leamer, E.., Radner, R., Schuman, H., 1993. *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. Federal Register No. 58 10.

Askey, P. J., 2015. *Managing dynamic fisheries with static regulations, an assessment of size-graded bag limits for recreational kokanee fisheries*. North American Journal of Fisheries Management, 36, 241–253.

Baglinière, J. L., Sabatié, R., Rochard, E., Alexandrino, P., Aprahamian, M. W., 2003. *The allis shad Alosa alosa: biology, ecology, range, and status of populations*. American Fisheries Society Symposium 35, 85-102.

Bahamonde-Birke, F.J., Kunert, U., Link, H., Ortuzar, J.d.D., 2017. *About Attitudes and Perceptions, Finding the Proper Way to Consider Latent Variables in Discrete Choice Models*. Transportation, 44, 475–493

Balaine, L., Gallai, N., Del Corso, J.P., Kephaliacos, C., 2020. *Trading off environmental goods for compensations: Insights from traditional and deliberative valuation methods in the Ecuadorian Amazon.* Ecosystem Services, 43, 101110.

Balderas-Torres, A., MacMillan, D.C., Skutsch, M., Lovett, J.C., 2012. *The valuation of forest carbon services by Mexican citizens: the case of Guadalajara city and La Primavera biosphere reserve*. Regional Environmental Change, 13, 661–680.

Banzhaf, M.R., Johnson, R., Mathews, K.E., 2001. *Opt-out Alternatives and Anglers' Stated Preference*. In The choice Modelling Approach to Environmental Valuation, Bennett J, Blamey R (eds). Edward Elgar Publishing Limited: Cheltenham; 157–177.

Bartczak, A., 2015. *The role of social and environmental attitudes in non-market valuation*. Forest Policy and Economics, 50, 357-365.

Bateman, I., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemirouglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R., Swanson, J., 2002. *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques: A Manual*. Edward Elgar.

Bateman, I.J., 1993. *Valuation of the environment methods and techniques: revealed preference methods.* In: Turner RK (ed) Sustainable environmental economics and management. Belhaven, London, pp 192–233.

Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D., Sugden, J., & Swanson, J., 2002,

Economic Evaluation with Stated Preference Techniques: A Manual. Cheltenham. Edward Elgar, p 1-480.

Beardmore, B., Dorow, M., Haider, W., Arlinghaus, R., 2011. *The elasticity of fishing effort response and harvest outcomes to altered regulatory policies in eel (Anguilla anguilla) recreational angling*. Fisheries Research, 110, 136–148.

Bech M., Gyrd-Hansen D. 2005. *Effects coding in discrete choice experiments*, Health Economics, 1410, 1079-1083.

Ben Akiva, M., McFadden, D., Train, K., Walker, J.L., Bhat, C.R., Bierlaire, M., Bolduc, D., Boersch-Supan, A., Brownstone, D., Bunch, D., Daly, A., de Palma, A., Gopinath, D., Karlström, A., Munizaga, M., 2002. *Hybrid choice models: progress and challenges*. Marketing Letters, 13, 163-175.

Ben-Akiva, M., McFadden, D., Gärling, T., Gopinath, D., Walker, J., Bolduc, D., Borsch-Supan, A., Delquie, P., Larichev, O., Morikawa, T., Polydoropoulou, A., Rao, V., 1999. *Extended Framework for Modeling Choice Behavior*. Marketing Letters 10, 187–203.

Bennett, J., 1996. *Estimating the recreational use values of national parks*. Tourism Economics, 2, 303–320.

Bennett, J., Adamowicz, V., 2001. *Some Fundamentals of Environmental Choice Modelling*. In Bennett, J, Blamey, R. (eds.): The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, pp. 37-69

Bennett, J., Blamey, R., 2001. *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.

Bergstrom, J.C., Stoll, J.R., Randall, A., 1990. *The Impact of Information on Environmental Commodity Valuation Decisions*. American Journal of Agricultural Economics, 72: 614-621.

Bergstrom, J.C., Taylor, L.O., 2006. *Using meta-analysis for benefits transfer: theory and practice.* Ecological Economics, 60, 351-60.

Best, H., Mayerl, J., 2013. *Values, beliefs, attitudes: an empirical study on the structure of environmental concern and recycling participation*. Social Science Quarterly, 3, 691–714.

Beville, S., Kerr, G., 2009. *Fishing for more understanding: a mixed logit-error component model of freshwater angler site choice*. University: Lincoln.

Bhat, M.Y., Bhatt, M.S., Sofi, A.A., 2020. Valuing biodiversity attributes: a choice experiment design. Environmental Monitoring and Assessment, 192, 499.

Birol, E., Karousakis, K., Koundouri, P., 2005. *Using a choice experiment to estimates the non-use values of wetlands: the case of Cheimaditida wetland in Greece*. Environmental

Economy and Policy Research Discussion Paper Series, University of Cambridge: Department of Land Economy.

Birol, E., Koundouri, P. (Eds.), 2008. *Choice Experiments Informing Environmental Policy: A European Perspective*. First edition edition. ed. Edward Elgar Pub, Cheltenham, UK ; Northampton, MA.

Bishop, R. C., Welsh, M. P., 1992. *Existence values in benefit-cost analysis and damage assessment*. Land Economic, 68, 405-417.

Blamey, R.K., Bennett, J.W., Louviere, J.J., Morrison, M.D., Rolfe, J.C., 2002. *Attribute causality in environmental choice modelling*", Environmental & Resource Economics, 23, 167-186.

Blamey, R.K., Bennett, J.W., Louviere, J.J., Morrison, M.D., Rolfe, J., 2000. *A test of policy labels in environmental choice modelling studies*. Ecological Economics, 32, 269–86.

Blomquist, G., Whitehead, J.,1998. *Resource quality information and validity of willingness to pay in contingent valuation.* Resource and Energy Economics, 20, 179–196.

Bocksteal, N.E., McConnell, K. E., Strand, I, E., 1989. *A Randon Utility Model for Sportfishing, Some Preliminary Results for Florida*. Marine Resource Economics, 6, 245-260.

Bonnichsen, O., Jensen, C.L., Olsen, S.B., 2019. *Fishing for more tourists — An empirical investigation of tourist anglers' preferences for angling site quality*. Marine Policy, 106, 103532.

Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P., Rothstein, H.R., 2009. *Introduction to meta-analysis*. West Sussex, UK, Wiley.

Boyce, C., Czajkowski, M., Hanley, N., 2019. *Personality and economic choice*s. Journal of Environmental Economics and Management, 94, 82-100.

Brahic, E., Rambonilaza, T., 2015. *The impact of information on public preferences for forest biodiversity preservation, a split-sample test with choice experiment method*. Revue d'Economie Politique, 125, 253 – 275.

Brander, L., Brouwer, R., Wagtendonk, A., 2013. *Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis*. Ecological Engineering, 56, 89-96.

Brander, LM., Florax, RJ., Vermaat, J.E., 2006. *The empirics ofwetl and valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature*. Environmental and Resource Economics, 33, 223–250.

Brousseau, C.S., Armstrong, E.R., 1987. *The role of size limits in walleye management*. Fisheries, 12, 2-5.

Brousseau, C.S., Armstrong, E.R., 1987. *The role of size limits in walleye management*. Fisheries, 12, 2– 5.

Brouwer, R., Spaninks F.A., 1999. *The validity of environmental benefits transfer: further empirical testing*. Environmental and Resource Economics, 14, 95-117.

Brownscombe, J.W., Danylchuk, A. J., Chapman, J. M., Gutowsky L.F.G., Cooke, S. J., 2017. *Best practices for catch-and-release recreational fisheries-angling tools and tactics.* Fisheries. Research, 186, 693-705.

Bunse, L., Rendon, O., Luque, S., 2015. *What can deliberative approaches bring to the monetary valuation of ecosystem services? A literature review*. Ecosystem Services. 14, 88–97.

Calinski, T., Harabasz, J., 1974. *A dendrite method for cluster analysis*. Communications in Statistics, 3, 1–27.

Cardona, F., Morales-Nin, B., 2013. *Angler's perceptions of recreational fisheries and fisheries management in Mallorca*. Ocean & Coastal Management, 82, 146–150.

Carter, D.W., Liese C., 2012. *The economic value of catching and keeping or releasing saltwater sport fish in the southeast USA*. North American Journal of Fisheries Management, 32, 613-625.

Carter, D.W., Lovell, S.J., Liese, Ch., 2020. *Does angler willingness-to-pay for changes in harvest regulations vary by state? Results from a choice experiment in the Gulf of Mexico.* Marine Policy, 121, 104196.

Cha, W., Melstrom, R.T., 2018. *Catch-and-release regulations and paddlefish angler preferences.* Journal of Environmental Management, 214, 1-8.

Charmaz, K., 2006. *Constructing grounded theory: A practical guide through qualitative analysis*. London: Sage Publications.

Choi, A.S., Fielding, K.S., 2013. *Environmental attitudes as WTP predictors: A case study involving endangered species*. Ecological Economics, 89, 24–32.

Christensen, N.L., Bartuska, A.M. Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Peterson., C.H., Turner, M.G., Woodmansee, R., 1996. *The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management*. Ecological Applications, 6, 665–691.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J., 2012. *An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies*. Ecological Economics, 83, 67–78.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O., 2012. *An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies*. Ecological Economics, 83, 67–78.

Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T., 2006. *Valuing the diversity of biodiversity*. Ecological Economics. 58, 304–317.

Clément, O., et Prouzet, P., 1996. *Contribuer à gérer les poissons migrateurs, un enjeu de recherche pour les hydrobiologistes*. INRAE Productions Animales, 9HS, 141–144.

Coast, J., Horrocks, S., 2007. *Developing attributes and levels for discrete choice experiments using qualitative methods.* Journal of Health Services Research & Policy, 12, 25–30.

Cooke, S.J., Cowx I. G., 2004. *The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises*. BioScience, 54, 857–859.

Cooke, S.J., Cowx, I. G., 2006. *Contrasting recreational and commercial fishing, searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments*. Biological Conservation 128, 93-108.

Cooke, S.J., Hogan, Z.S., Butcher, P.A., Stokesbury, M.J.W., Raghavan, R., Gallagher, A. J., Hammerschlag, N., Danylchuk, A.J., 2014. *Angling for endangered fish, conservation problem or conservation action?* Fish and Fisheries, 17, 249–265.

Cooke, S.J., Suski. C.D., 2005. *Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources*? Biodiversity and Conservation, 14, 1195– 1209.

Cooper, C., Larson, L., Dayer, A., Stedman, R., Decker, D., 2015, *Are wildlife recreationists conservationists? Linking hunting, birdwatching, and pro-environmental behavior.* The Journal of Wildlife Management, 79, 446-457.

Cooper, F., Poe, G.L., Bateman, I.J., 2004. *The structure of motivation for contingent values, A case study of lake water quality improvement*. Ecological Economics, 50, 69-82

Cooper, H. M., 2010. *Research synthesis and meta-analysis : a step-by-step approach* (4.ed.). Los Angeles, Calif.: Sage.

Cooper, W.T., Barbieri, L.R., Murphy, M.D., Lowerre-Barbieri, S.K., 2013. *Assessing stock reproductive potential in species with indeterminate fecundity, Effects of age truncation and size-dependent reproductive timing,* Fisheries Research, 138, 31– 41.

Cowx, I.G., Arlinghaus, R., Cooke, S.J., 2010. *Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters*. Journal of Fish Biology, 76, 2194-2215.

Cox, S., Walters, C., 2002. *Maintaining quality in recreational fisheries, how success breeds failure in management of open-access sport fisheries*, in, T. J. Pitcher & C. E. Hollingworth (Eds) Recreational Fisheries, Ecological, Economic and Social Evaluation (London, Blackwell Science).

Cox, S.P., Walters, C.J., Post, J.R., 2003. *A model-based evaluation of active management of recreational fishing effort*. North American Journal of Fisheries Management., 23, 1294-1302.

Cummings, R.G., Laura O.T., 1999. *Unbiased value estimates for environmental goods, a cheap talk design for the contingent valuation method*. American Economic Review, 89, 649-665.

Curry, J. 1997. *After the basic, keeping key issues in mind makes conjoint analysis easier to apply*. Marketing Research, 9, 6-11.

Curtis, J., 2018. *Pike Esox lucius stock management in designated brown trout Salmo trutta fisheries, Anglers' preferences.* Fisheries Research, 207, 37-48

Curtis, J., Breen, B., O'Reilly, P., O'Donoghue, C., 2017. *The economic contribution of a recreational fishery in a remote rural economy*. Water Resources and Rural Development, 10, 14-21.

Curtis, J.A., 2002. *Estimating the demand for salmon angling in Ireland*. The Economic and Social Review 33, 319–332.

Dabrowksa, K., Hunt, L.M., Haider, W., 2017. *Understanding how angler characteristics and context influence angler preferences for fishing sites*. North American Journal of Fisheries Management, 37, 1350–1361.

Dachary-Bernard J., 2004. *Une évaluation économique du paysage, une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée*. Economie et Statistique, INSEE, p. 57 - p. 80.

Daly A., Dekker T., Hess S. 2016. *Dummy coding vs effects coding for categorical variables, Clarifications and extensions*. Journal of Choice Modelling, 21, 36-41.

De Salvo, M. Signorello, G., 2015. *Non-market valuation of recreational services in italy, a Meta-analysis*. Ecosystem services, 16, 47-62.

Dillman, D.A., 2000. *Mail and Internet surveys, The tailored design method*. 2nd ed. New York.

Doherty, E., Campbell, D., Hynes, S., van Rensburg, T.M., 2013. *Examining labelling effects within discrete choice experiments, an application to recreational site choice.* Journal of Environmental Management, 125, 94, 104.

Donaldson, M.R., O'Connor, C. M., Thompson, L. A., 2011. *Contrasting global game fish and non-game fish species.* Fisheries 36, 385-397.

Donaldson, M.R., O'Connor, C.M., Thompson, L.A., Gingerich, A.J., Danylchuk, S.E., Duplain, R.R., Cooke, S.J., 2011. *Contrasting global game fish and non-game fish species.* Fisheries. 36, 385-397

Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Anlinghaus, R., 2010. *Winners and Losers of Conservation Policies for European eel, Anguilla Anguilla, An Economic Welfare Analysis for Differently Specialised Eel Anglers.* Fisheries Management and Ecology, 2010, 17, 106-125.

Dunlap, R., Van Liere *The "New Environmental Paradigm", A proposed measuring instrument and preliminary results*. The Journal of Environmental Education, 9, 10-19.

Dunlap, R.E., & Jones, R.E. 2003. *Environmental attitudes and values*. In R. Fernandez-Ballesteros (Ed.), Encyclopedia of psychological assessment, 1, 364–369. London: Sage.

Dunlap, R.E., Van Liere, K.D., Mertig, A. G., & Jones, R. E. 2000. *New trends in measuring environmental attitudes, Measuring endorsement of the new ecological paradigm, A revised NEP scale*. Journal of Social Issues, 56, 425–442.

Dunlap, R.E.; Heffernan, R.B. 1975. *Outdoor recreation and environmental concern, an empirical examination.* Rural Sociology. 401, 18-29.

Edison, T. W., D. H. Wahl, M. J. Diana, D. P. Philipp, , D. J. Austen. 2006. *Angler opinion of potential Bluegill regulations on Illinois lakes, effects of angler demographics and Bluegill population size structure*. North American Journal of Fisheries Management 26, 800–811

EEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan: London and Washington.

Erlingsson, C, Brysiewicz, P., 2017. *A hands-on guide to doing content analysis*. African Journal of Emergency Medicine, 7, 93–9.

Ezzy, E., Scarborough, H., Wallis, A., 2012. *Recreational value of southern bluefin tuna fishing*. A journal of applied economics and policy, 31, 150-159.

Faasen, H., Watts, S., 2007. *Local community reaction to the 'no-take' policyon fishing in the Tsitsikamma National Park.* Ecological Economics, 64, 36-46.

Faccioli, M., Czajkowski, M., Glenk, K., Martin-Ortega, J., 2020. *Environmental attitudes and place identity as determinants of preferences for environmental goods*. Ecological Economics, 174, 106600.

Fahlquist, J.N., 2009. *Moral Responsibility for Environmental Problems—Individual or Institutional?* Journal of Agricultural and Environmental Ethics, 22, 109–124.

Fenichel E. P, Abbott J. K, 2014. *Heterogeneity and the fragility of the first best, Putting the "micro" in bioeconomic models of recreational resources*. Resource and Energy Economics, 36, 351-369.

Fiebig D.G., Keane M.P., Louviere J., Wasi N., 2010. *The generalized multinomial Logit model, Accounting for scale and coe¢ cient heterogeneity*. Marketing Science, 29, 393-421

Fleming, C., Cook, A., 2008. *The recreational value of lake mckenzie, fraser island: an application of the travel cost method*. Tourism Management, 29, 1197-1205.

Ford R.M., Williams K.J., Bishop I.D., Hickey J.E., 2009. *Effects of information on the social acceptability of alternatives to clearfelling in Australian wet eucalypt forests.* Environmental. Management., 44, 1149-1162

Fransson, N., Gärling, T., 1999. *Environmental concern, conceptual definitions, measurement methods, and research findings.* Journal of Environmental Psychology, 19, 369-382.

Frey, B.S., 1999. *Morality and rationality in environmental policy*. Journal of Consumer Policy 22: 395-417

Frey, B.S., Oberholzer-Gee, F., 1997. *The cost of price incentives: An empirical analysis of motivation crowding-out*. American Economic Review, 87, 746-755.

Fujitani, M.L., McFall, A., Randler, C., Arlinghaus, R., 2016. *Efficacy of lecture-based environmental education for biodiversity conservation, a robust controlled field experiment with recreational anglers engaged in self-organized fish stocking*. Journal of Applied Ecology, 53, 25-33.

Gallagher, A.J., Cooke, S.J., Hammerschlag, N., 2015. *Risk perceptions and conservation ethic among recreational anglers targeting threatened sharks in the subtropical Atlantic*. Endangered Species Research, 29, 81–93.

Gelso, B.R., Peterson, J.M., 2005. *The influence of ethical attitudes on the demand for environmental recreation, incorporating lexicographic preferences*. Ecological Economics, 53, 35-45.

Gifford, R., Nilsson, A., 2014, *Personal and social factors that influence pro-environmental concern and behaviour, A review*. International Journal of Psychology, 49, 141-157.

Glass, G. V., 1977. *Integrating findings: The meta-analysis of research*. Review of Research in Education, 5, 351–379.

Gneezy, U., Rustichini, A., 2000. Pay enough or don't pay at all, Quarterly Journal of Economics, 115, 791-810.

Golden, A.S., Free, C.M., , Jensen, O.P., 2019. *Angler preferences and satisfaction in a high-threshold bucket-list recreational fishery.* Fisheries Research, 220,105364.

Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Pérez, M., 2011. *Economic valuation and the commodification of ecosystem services*. Progress in Physical Geography, 35, 613-628.

Gramaglia, C., 2009. *Passions et savoirs contrariés comme préalables à la constitution d'une cause environnementale. Mobilisations de pêcheurs et de juristes pour la protection des rivières*. Anthropologie des connaissances, 3, 406-431.

Greene, W., 2017. *Econometric Analysis*. New Jersey: Prentice Hall.

Greene, W.H., Hensher D. A., Rose, J., 2006. *Accounting for heterogeneity in the variance of unobserved effects in Mixed Logit Models.* Transportation Research Part B : Methodological, 40, 75-92.

Greene, W.H., Hensher, D.A., 2010. *Modeling ordered choices*. Books, Cambridge.

Greiner, R, M.D. Young, A.D. McDonald, M. Brooks 2000. *Incentive instruments for the sustainable use of marine resources*. Ocean & Coastal Management 43, 29-50.

Grilli, G., , Curtis, J., 2020. *Choice experiment assessment of anglers' salmonid conservation preferences.* Journal of Environmental Planning and Management, 63, 862-882.

Gu Y, Hole A.R., Knox S., 2013. *Fitting the generalized multinomial Logit model in Stata*. Stata Journal, 13, 382-397.

Halkos, G., Matsiori, S., 2017. *Environmental attitude, motivations, and values for marine biodiversity protection*. Journal of Behavioral and Experimental Economics, 69, 61-70.

Halkos, G., Matsiori, S., 2018. *Environmental attitudes and preferences for coastal zone improvements*. Economic Analysis and Policy, 58, 153-166.

Hanemann, W.M., 1984. *Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses.* American Journal of Agricultural Economics, 66, 332-341.

Hanley, N., Wright, R.E., Koop, G., 2002. *Modelling recreational demand using choice experiments: climbing in Scotland.* Environmental and Resource Economics, 22, 449–466.

Harper, D. E., Bohnsack, J. A., Lockwood, B. R., 2000. *Recreational fisheries in Biscayne national park, Florida, 1976–1991*. Marine Fisheries Review, 62, 8-26.

Hausman, J. 1978. *Specification tests in econometrics*. Econometrica, 466, 1251–1271.

Hausman, J., , D. McFadden, 1984. *Specification tests for the multinomial Logit model*. Econometrica, 525, 1219–1240.

Hawcroft, Milfont, 2010. *The use and abuse of the new environmental paradigm scale over the last 30 years, A meta-analysis.* Journal of Environmental Psychology, 30, 143-158.

He, J., Moffette, F., Fournier, R., Reveret, J. P., Theau, J., Dupras, J., Boyer, J. P., Varin, M., 2015. *Meta-Analysis for the transfer of economic benefits of ecosystem services provided by wetlands within two watersheds in Quebec, Canada*. Wetlands Ecology and Management, 23, 707-725.

Hensher, D.A., Greene, W.H., 2003. *The mixed Logit model: The state of practice*. Transportation, 30, 133–176.

Hensher, D.A., Rose, J.M., Greene, W.H., 2005a. *Applied choice analysis: A primer*. Cambridge: Cambridge University Press.

Hess, S., & Train, K., 2017. *Correlation and scale in mixed Logit models*. Journal of Choice Modelling, 23, 1-8.

Hess, S., Rose, J.M., 2012. *Can scale and coefficient heterogeneity be separated in random coefficients models*. Transportation, 39, pages1225–1239.

Hjerpe, E., Hussain, A., Phillips, S., 2015. *Valuing type and scope of ecosystem conservation: A meta-analysis*. Journal of Forest Economics, 21, 32–50.

Hoehn , Randall., 2002. *The effect of resource quality information on resource injury perceptions and contingent values*. Resource and Energy Economics, 24, 13-31.

Hole AR., 2007. *Fitting mixed Logit models by using maximum simulated likelihood*. Stata Journal, 7, 388-401.

Hole, A.R., 2008. *Modelling heterogeneity in patients' preferences for the attributes of a general practitioner appointment*. Journal of Health Economics, 27, 1078–1094

Holmlund, C.M., Hammer, M., 1999. *Ecosystem services generated by fish populations*. Ecological Economics, 29, 253-268.

Homans, F.R., Ruliffson, J.A., 1999. *The effects of minimum size limits on recreational fishing*. Marine Resource Economics, V, 14, 1-14.

Hossain, M., Pogue, S., Trenchard, L., et al., 2018. *Identifying future research directions for biodiversity, ecosystem services and sustainability : perspectives from early-career researchers*. The International Journal of Sustainable Development and World Ecology, 25, 249–261.

Hoyos, D., Mariel, P., Hess, S., 2012. *Environmental value orientations in discrete choice experiments, A latent variables approach*. Presented at the International choice modelling conference, Sydney, Australia July, 2013.

Huber, J., Zwerina, K., 1996. *The importance of utility balance in efficient choice designs*. Journal of Marketing Research, 33, 307-317.

Hunt, L. M., 2005. *Recreational fishing site choice models, insights and future opportunities.* Human Dimensions of Wildlife, 10, 153–172.

Hunt, L.M., Camp, Ed. van Poorten. B. et Arlinghaus, R., 2019. *Catch and non-catch-related determinants of where anglers fish, a review of three decades of site choice research in recreational fisheries*. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 27, 261-286

Huntingford, F. A., Adams, C., Braithwaite, V. A., Kadri, S., Pottinger, T. G., Sandøe, P., Turnbull, J. F., 2006. *Current issues in fish welfare*. Journal of Fish Biology, 68, 332–372.

Hutt, C. P., Hunt, K. M., Schlechte, J. W., Buckmeier, D.L., 2013. *Effects of catfish angler catch related attitudes on fishing trip preferences*. North American Journal of Fisheries Management, 33, 965-976.

Hynes S, Ghermandi A, Norton D, Williams H. 2018. *Marine recreational ecosystem service value estimation: A meta-analysis with cultural considerations*. Ecosystem Services, 31, 410–419.

Ito, N., Takeuchi, K., Kuriyama, K., Shoji, Y., Tsuge, T., Mitani, Y., 2009. *The influence of decision-making rules on individual preference for ecological restoration: evidence from an experimental survey*. Ecological Economics, 68, 2426–2431.

Jaer T., 2005. *A review of the discrete choice experiment with emphasis on its application in health care*. Syddansk Universitet. Health Economics Papers, 1, 1-143.

Jarvis, S. L., 2011. *Stated preference methods and models, analyzing recreational angling in New England Ground fisheries*. PhD diss., Department of Agricultural and Resource Economics, University of Maryland.

Johnson, R. J., Ranson, M. H., Besedin, E. Y., Helm, E. C., 2006. *What determines willingness to pay per fish, A meta-analysis of recreational fishing values?* Marine Resource Economics, 21, 1-32.

Johnston, F. D., Arlinghaus, R., Diechmann, U., 2010. *Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal input and output regulations in a bioeconomic recreational-fisheries model.* Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences 56, 1507-1531.

Johnston, R. J., Rolfe, J., Rosenberger, R.S., Brouwer, R., 2015. *The Economics of Non-Market Goods and Resources book series (ENGO, volume 14), Benefit Transfer of Environmental and Resource Values*. Chapter 16, Meta-analysis, Rationale, Issues and Applications, 16, 357- 418.

Johnston, R.J., Boyle, K.J. Adamowicz, W.V., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T.A., Hanemann, W.M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C.A., 2017. *Contemporary guidance for stated preference studies.* Journal of the Association of Environmental and Resource Economists, 4, 319-405.

Johnston, R.J., Wainger, L.A., 2015. *Benefit transfer for ecosystem service valuation: an introduction to theory and methods. in benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners*; Johnston, R.J., Rolfe, J., Rosenberger, R.S., Brouwer, R., Eds.; Springer: New York, NY, USA, 237–273.

Jones, M.S., House, L.A., Gao, Z., 2015. *Respondent screening and revealed preference axioms, testing quarantining methods for enhanced data quality in Web panel surveys.* Public Opinion Quarterly, 79, 687-709

Kaiser, F. G., Byrka, K., & Hartig, T., 2010. *Reviving Campbell's paradigm for attitude research.* Personality and Social Psychology Review, 144, 351–367.

Kallbekken, S., Aasenn, M., 2010. *The demand for earmarking: results from a focus group study*. Ecological Economics, 69, 21-83.

Keane, M., Wasi, N., 2013. *Comparing alternative models of heterogeneity in consumer choice behavior*. Journal of Applied Economics, 28, 1018-1045.

Kenter, J.O., 2016. *Integrating deliberative monetary valuation, systems modelling and participatory mapping to assess shared values of ecosystem services*. Ecosystem Services, 21, 291–307.

Kenter, J.O., Hyde, T., Christie, M., Fazey, I., 2011. *The importance of deliberation in valuing ecosystem services in developing countries—evidence from the Solomon Islands*. Global Environmental Change, 21, 505–521.

Kniivilä, M., 2006. *Users and non-users of conservation areas, are there differences in WTP, motives and the validity of responses in CVM surveys?* Ecological Economics, 59, 530-539.

Kosoy, N., Corbera, E., 2010. *Payments for ecosystem services as commodity fetishism*. Ecological Economics 69, 1228–1236.

Kotchen, L.J., Reiling, S.D., 2000. *Environmental attitudes, motivations, and contingent valuation of nonuse values, a case study involving endangered species*. Ecological Economics, 32, 93-107

Kulmala, S., Laukkanen, M., Michielsens, C., 2008. *Reconciling economic and biological modeling of migratory fish stocks, optimal management of the Atlantic salmon fishery in the Baltic Sea*. Ecological Economics, 64, 716–728.

Kulmala, S., Levontin, P., Lindroos, M., Pintassilgo, P., 2013. *Atlantic salmon fishery in the Baltic Sea – a case of trivial cooperation?* Strategic Behavior and the Environment,3, 121–147.

Kyle, G., Norman, W., Jodice, L., Graefe, A., & Marsinko, A., 2007. *Segmenting anglers using their consumptive orientation profiles*. Human Dimensions of Wildlife, 12, 115-132.

Laitila, T., Paulrud, A., 2008. *Anglers' valuation of water regulation dam removal for the restoration of angling conditions at Storsjö-Kapell*. Tourism Economics, 14, 283-296.

Lancaster, K. J., 1971. *Consumer demand, a new approach*. New York, Columbia University Press, 177 p.

Lancsar, E., Louviere, J., 2008. *Conducting discrete choice experiments to inform healthcare decision making*. Pharmacoeconomics 26, 661–677.

LaRiviere, J., Czajkowski, M., Hanley, N., Aanesen, M., Falk-Petersen, J., Tinch, D., 2014. *The value of familiarity: Effects of knowledge and objective signals on willingness to pay for a public good*, Journal of Environmental Economics and Management, 68, 376–389.

Larson, D.M., Lew, D.K., 2014. *Is a fish in hand worth two in the sea, evidence from a stated preference study*. Fisheries Research, 157, 124-135.

Larson, L. R., Whiting, J. W., Green, G. T., 2011. *Exploring the influence of outdoor recreation participation on pro-environmental behaviour in a demographically diverse population.* Local Environment 16, 67– 86.

Larson, L.R., Cooper, C.B., Stedman, R.C., Decker, D.J., Gagnon, R.J., 2018. *Place-based pathways to proenvironmental behavior, empirical evidence for a conservation–recreation model*. Society & Natural Resources, 31, 871-891.

Lassalle, G., Crouzet, P., Rochard, E., 2009. *Modelling the current distribution of European diadromous fishes: an approach integrating regional anthropogenic pressures*. Freshwater Biology, 54, 587–606.

Lassalle, G., Trancart, T., Lambert, P., Rochard, E., 2008. *Latitudinal variations in age and size at maturity among allis shad Alosa alosa populations.* Journal of Fish Biology, 73, 1799–1809.

Latinopoulos. D., Mentis, C., Bithas, K., 2018. *The impact of a public information campaign on preferences for marine environmental protection. The case of plastic waste*. Marine Pollution Bulletin, 131, 151-162,

Lawrence, K.S., 2005. *Assessing the Value of Recreational Sea Angling in South West England*. Fisheries Management and Ecology, 12, 369-375.

Le Goffe, P., Salanie, J., 2005. *Economic Failures in French Recreational Fishing Management.* Journal of Environmental Planning and Management, 48, 651 – 664.

Lennox, R.J., Brownscombe, J.W., Cooke, S.J., Danylchuk, A.J., Moro, P.S., Sanches, E.A., Garrone-Neto, D., 2015. *Evaluation of catch-and-release angling practices for the fat snook Centropomus paralle-lus in a Brazilian estuary*. Ocean and Coastal Management, 113, 1–7.

Lew, D.K., 2015. *Willingness to pay for threatened and endangered marine species, a review of the literature and prospects for policy use*. Frontiers in Marine Science, 2,96.

Lew, D.K., Larson, D.M., 2012. *Economic values for saltwater sport fishing in Alaska, a stated preference analysis*. North American Journal of Fisheries Management, 32, 745-759.

Lew, D.K., Larson, D.M., 2015. *Stated preferences for size and bag limits of Alaska charter boat anglers*. Marine Policy, 61, 66-76.

Lewis, L.Y., Landry, C.E., 2017. River restoration and hedonic property value analyses: Guidance for effective benefit transfer. Water Resources and Economics 17, 20–31.

Licari, M. J., Meier, K.J., 2000. *Regulation and signaling: When a tax is not just a tax*. The Journal of Politics, 3, 875-885.

Lienhoop, N., Bartkowski, B., Hansjürgens, B., 2015. *Informing biodiversity policy: The role of economic valuation, deliberative institutions and deliberative monetary valuation*. Environmental Science & Policy, 54, 522–532.

Lienhoop, N., Volker, M., 2016. *Preference refinement in deliberative choice experiments for ecosystem service valuation*. Land Economics, 92, 555–577.

Limburg, K. E., Waldman, J. R., 2009. *Dramatic declines in north atlantic diadromous fishes*. BioScience, 59, 955–965.

Little, J., Berrens, R., 2004. *Explaining disparities between actual and hypothetical stated values, further investigation using meta-analysis*. Economic Bulletin, 3, 1–13.

Lliso, B., Mariel, P., Pascual, U., Engel, S., 2020. *Increasing the credibility and salience ofvaluation through deliberation: lessons from the Global South*. Global Environmental Change, 62, 102065.

Loomis, J.B., White, D.S., 1996. *Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis.* Ecological Economics, 18, 197–206.

Loomis, J.B., White, D.S., 1996. *Economic values of increasingly rare and endangered fish*. Fisheries, 21, 6-10.

Louviere J., Hensher D., Swait J., 2000. *Stated choice methods analysis and application*. Cambridge, Cambridge University Press.

Louviere, J. J., Hensher, D. A., Meyer, R. J., Irwin, J., Bunch, D. S., Carson, R., Dellaert, B., Hanemann, W. M., 1999. *Combining sources of preference data for modeling complex decision processes*. Marketing Letters, 10, 205–217

Louviere, J., 1988. *Conjoint analysis modeling of stated preferences, a review of theory, methods, recent developments and external validity*. Journal of transport economics and policy, 10, 93-119.

Louviere, J., 1992. *Experimental choice analysis, introduction and overview*. Journal of business research, 24, 89-96.

Louviere, J.J., Hensher, D.A., Swait, J.D., 2000. *Stated Choice Methods, Analysis and Applications*. Cambridge University Press.

Louviere, J.J., Woodworth, G., 1983. *Design and analysis of simulated consumer choice or allocation experiments, an approach based on aggregate data*. Journal of Marketing Research, 20,350–366.

Luck, G.W., Chan, K.M.A., Eser, U., Gómez-Baggethun, E., Matzdorf, B., Norton, B., Potschin, M.B., 2012. *Ethical considerations in on-ground applications of the ecosystem services concept.* Bioscience 62, 1020–1029.

Lundquist, C.J., Granek, E.F., 2005. *Strategies for successful marine conservation, integrating socioeconomic, political, and scientific factors.* Conservation Biology. 19,1771–1778.

Lusk, J. L. 2003. *Effects of cheap talk on consumer willingness-to-pay for golden rice*. American Journal of Agricultural Economics, 85, 840-856.

Magee, C., Voyer, M., McIlgorm, A., Li, O., 2018. *Chasing the thrill or just passing the time? Trialing a new mixed method approach to understanding heterogeneity amongst recreational fishers based on motivations*. Fisheries Research, 199, 107-118.

Maloney, , W., 1973. *Ecology, let's hear it from the people. An objective scale for measurement of ecological attitudes and knowledge.* American Psychologist, 28, 583-586.

Mann, B. Q., James, N. C., Beckley, L. E., 2002. *An assessment of the recreational fishery in the St Lucia estuarine system, Kwazulu-Natal, South Africa* .South African Journal of Marine Science, 24,263 – 279.

Mannheim, S.L., Childs, A.R., Butler, E.C., Winkler, A.C., Parkinson, M.C., Farthing, M.W., Zweig, T., McCord, M., Drobniewska, N., Potts, W.M., 2018. *Working with, not against recreational anglers, evaluating a pro-environmental behavioural strategy for improving catch-and-release behaviour.* Fisheries Ressearch, 206, 44-56

Manski, C.F., 1977. *The structure of random utility models*. Theory and Decision, 8, 229–254

Mariel, P., Meyerhoff, J., 2016. *Hybrid discrete choice models: gained insights versus increasing effort*. Science of the Total Environment 568, 433-443

Martín-López, B., Montes, C., Benayas, J., 2007.*The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation.* Biological Conservation, 139, 67–82

Matarazzo, B., , Nijkamp, P., 1997. *Meta-analysis for comparative environmental case studies, Methodological issues*. International Journal of Social Economics, 24, 799-811.

Mattmann, M., Logar, I., Brouwer, R., 2016. *Wind power externalities, A meta-analysis*. Ecological Economics, 127, 23-36.

Mazzotta, M., Wainger, L., Sifleet, S., Petty, J.T., Rashleigh, B., 2015. *Benefit transfer withlimited data: an application to recreational fishing losses from surface mining*. Ecological Economics, 119, 384–398

McCaulay, J., 2006. *Selling out on nature*. Nature, 443 , 8-27.

McConnell, K.E., Sutinen, J.G., 1979. *Bioeconomic models of marine recreational fishing*. Journal of Environmental Management, 6, 127-139.

Mcfadden, D., 1974. *Conditional Logit analysis of qualitative choice behavior*, in, Frontiers in Econometrics, P. Zarembka. (ed.), New York, Academic Press,105-142.

McFadden, D., Train, K., 2000. *Mixed MNL Models for Discrète Response*. Journal of Applied Econometrics, 15, 447-470

McPhee, D.P., Leadbitter, D. et Skilleter, G.A., 2002. *Swallowing the bait, is recreational fishing ecologically sustainable?* Pacific Conservation Biology, 8, 40-51.

Meijer, E., Rouwendal, J., 2006. *Measuring welfare effects in models with random coefficients*. Journal of Applied Econometrics, 21: 227-244.

Meldrum, J.R., 2015. *Comparing different attitude statements in latent class models of stated preferences for managing an invasive forest pathogen.* Ecological Economics, 120, 13-22.

Melstrom, R.T., Kaefer, M., 2020. *How diverse are preferences for urban fisheries? Evidence from a choice experiment*. Human Dimensions of Wildlife, 1–14.

Mennesson-Boisneau C., Aprahamian M.W., Sabatie M.R., Cassou-Leins J.J., 2000a. *Biologie des aloses : Caractéristiques des adultes*. p 33-53. IN BAGLINIERE J.L., and ELIE P., editors. Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.). Cemagref, INRA.

Mennesson-Boisneau, C., Aprahamian M.W., Sabatie M.R., Cassou-Leins J.J., 2000b. *Biologie des aloses : Remontée migratoire des adultes*. p 55-72. IN BAGLINIERE J.L., and ELIE P., editors. Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.). Cemagref, INRA.

Milcu, A., Allan, E., Roscher, C., Jenkins, et al. 2013. *Functionally and phylogenetically diverse plant communities key to soil biota.* Ecology, 94, 1878–85.

Milfont, T. L., Duckitt, J., 2010. *The environmental attitudes inventory, A valid and reliable measure to assess the structure of environmental attitudes*. Journal of environmental Psychology, 30, 80-94.

Millennium Economic Assessment [MEA] 2003. *Ecosystmes and human well–being, a framework for assessment*. Washington, DC, Island Press.

Millennium Economic Assessment [MEA] 2005. *Millennium ecosystem assessment. ecosystems and human well-being, biodiversity synthesis*. Washington, DC, World Resources Institute.

Morgan, D.L., 2002. *Focus group interviewing.* In J. F. Gubrium, & J. A. Holstein (Eds.), Handbook of interviewing research: Context & Method (pp. 141–159). Thousand Oaks, CA: Sage Publications Inc.

Motoaki, Y., Daziano, R.A., 2015. *A hybrid-choice latent-class model for the analysis of the effects of weather on cycling demand*. Transportation Research Part A, 75, 217-230.

Moussaoui, L. S., Desrichard, O., Mella, N., Blum, A., Cantarella, M., Clémence, A., Battiaz, E., 2016. *Validation française de l'Inventaire d'Attitudes Environnementales*. Revue Européenne de Psychologie Appliquée, 66, 291-299.

Moynihan, D.P., Hawes, D.P., 2012, *Responsiveness to reform values, the influence of the environment on performance information use*. Public Administration Review, 72, 95-105.

Muradian, R.; Arsel, M.; Pellegrini, L.; Adaman, F.; Aguilar, B.; Agarwal, B.; Corbera, E.; Ezzine de Blas, D.; Farley, J.; Froger, G.; et al., 2013. *Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions*. Conservation Letters, 6, 274–279.

Murphy, R.D., Scyphers, S.B., Grabowski, J.H., 2015. *Assessing Fishers' Support of Striped Bass Management Strategies*. PLoS ONE 10, (8).

Nelson, J.P., Kennedy, P.E., 2009. *The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics, An assessment*. Environmental and Resource Economics 42, 345–377.

Nguyen, V.M., Rudd, M.A., Hinch, S.G., Cooke, S.J., 2013. *Recreational anglers' attitudes, beliefs, and behaviors related to catch-and-release practices of Pacific salmon in British Columbia.* Journal of Environmental Management, 128, 852-865

Nguyen, V.M., Rudd, M.A., Hinch, S.G., Cooke. S.J., 2012. *Differences in information use and preferences among recreational salmon anglers, implications for management initiatives to promote responsible fishing*. Human Dimensions of Wildlife, 17, 248-256.

Niemeyer, S., Spash, C.L., 2001. *Environmental valuation analysis, public deliberation, and their pragmatic syntheses: A critical appraisal*. Environment and Planning C: Government and Policy, 19, 567–585.

Nijkamp, P., Vindigni, G., Nunes P.A.L.D., 2008. *Economic valuation of biodiversity: A comparative study*. Ecological Economics, 67, 217–231.

Nobel A, Lizin S, Brouwer R, Bruns SB, Stern DI, Malina R, 2020. *Are biodiversity losses valued differently when they are caused by human activities? A meta-analysis of the non-use valuation literatur*e. Environmental Research Letters. 15, 073003.

Nunnally, J.C. 1978. *Psychometric theory*. New York, NY, McGraw-Hill.

Nyborg K., Rege M., 2003. *Does public policy crowd out private contributions to public goods*. Public Choice, 115, 397-418.

Oh, C.O., Ditton R.B., 2006. *Understanding anglers' preferences for fishing tournament characteristics and policies*. Leisure Sciences, 28, 369-384.

Oh, C.O., Ditton, R.B., Genter, B., Riechers, R., 2005. *A Stated preference choice approach to understanding angler preferences for management options*. Human Dimensions of Wildlife, 10, 173-186.

Oh, C.O., Ditton, R.B., Riechers, R., 2007. *Understanding anglers' preferences for fishing tournament characteristics and policies*. Environmental Management, 40, 123-133.

Olaussen, J.O., 2016. *Catch-and-release and angler utility, Evidence from an Atlantic Salmon Recreational Fishery*. Fisheries Management and Ecology, 23, 253-263.

Owuor, M.A., Mulwa, R., Otieno, P., Icely, J., Newton, A., 2019. *Valuing mangrove biodiversity and ecosystem services: a deliberative choice experiment in Mida Creek, Kenya*. Ecosystem Services, 40, 101040.

Paco, A., Lavrador, T., 2017. *Environmental knowledge and attitudes and behaviours towards energy consumption*. Journal of Environmental Management, 197, 384–392

Palme, C.A.D., Nguyen, V.M., Gutowsky, L.F.G., & Cooke, S.J., 2016. *Do fishing education programs effectively transfer 'catch-and-release' best practices to youth anglers yielding measurable improvements in fish condition and survival?* Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, 417, 1-8.

Parzen, E., 1962. *On estimation of a probability density function and mode*. The Annals of Mathematical Statistics, 333, 1065–1076.

Paulrud, A., Laitila, T., 2004. *Valuation of management policies for sport fishing on Sweden s Kaitum river*. Journal of Environmental Planning and Management, 47, 863-879.

Paulrud, A., Laitila, T., 2013. *A cost-benefit analysis of restoring the em river in sweden, valuation of angling site characteristics and visitation frequency*. Applied Economics, 45, 2255-2266.

Pearson, K., 1904. *Report on certain enteric fever inoculation statistics*. British Medical Journal, 3, 1243-1246.

Pelletier, C., Hanson, K.C., Cooke, S. J., 2007. *Do catch-and-release guidelines from state and provincial fisheries agencies in north America conform to scientifically based best practices?*. Environmental Management 39, 760–773.

Penn, J.M., Hu, W., 2018. *Understanding hypothetical bias, an enhanced meta-analysis*. American Journal of Agricultural Economics, 100, 1186–1206.

Pienaar, E.F., Lew, D.K., Wallmo, K., 2017. *Intention to pay for the protection of threatened and endangered marine species, Implications for conservation program design*. Ocean & Coastal Management, 138, 170-180.

Pienaar, E.F., Lew, D.K., Wallmo,K., 2013. *Are environmental attitudes influenced by survey context? An investigation of the context dependency of the New Ecological Paradigm NEP Scale.* Social Science Research, 42, 1542-1554.

Pikitch, E.K., C. Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P. Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J., Sainsbury, K.J., 2004. *Ecosystem-based fisheries management*. Science, 305, 346–347.

Pokki, H., Jacobsen, J.B., Olsen, S.B., Romakkaniemi. A., 2020. *Understanding angler profiles in cases of heterogeneous count data—A travel cost model*. Fisheries Research 221, 105377.

Post, J.R Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A. Paul, A.J Jackson, L., 2002. *Canada's recreational fishery, the invisible collapse ?.* Fisheries, 27, 6-17.

Prior, S.P., Beckley, L.E., 2007. *Characteristics of recreational anglers in the Blackwood Estuary, a popular tourist destination in southwestern Australia*. Tourism in Marine Environments, 4, 15–28.

Radomski, P.J., Grant, G.C., Jacobson, P.C., Cook, M.F., 2001. *Visions for recreational fishing regulations*. Fisheries, 26, 7-18.

Rambonilaza, M., 2004. *Évaluation de la demande de paysage, état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices*. Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales, 70, 77-101.

Rambonilaza, T., 2019. *Quelles mesures compensatoires pour les projets d'infrastructures de transport d'électricité ?* Revue Française d'Economie, 4, 113-150.

Rambonilaza, T., Brahic, E., 2016. *Non-market values of forest biodiversity and the impact of informing the general public, Insights from generalized multinomial Logit estimations*. Environmental Science & Policy, 64, 93-100

Rambonilaza, T., Rulleau, B., 2013. *Respondent uncertainty within attribute-based method survey, the case of landholders' valuation of wetland ecosystem management scenarios*. European Workshop on Non-market Valuation, Nantes.

Randall, A., 1986. *The possibility of satisfactory benefit estimation with contingent markets* R.G. Cummings, D.S. Brookshire, W.D. Schulze Eds., *Valuing Environmental Goods, Assessment of the Contingent Valuation Method*, Rowman and Allanheld, NJ.

Ratcliffe, J., Longworth, L., 2002. *Investigating the structural reliability of a discrete choice experiment within health technology assessment*. International Journal of Technology Assessment in Health Care, 18, 139-144.

Reimer, A., Mase, A., Mulvaney, K., Mullendore, N., Perry-Hill, R. and Prokopy, L., 2014. *The impact of information and familiarity on public attitudes toward the eastern hellbender: Attitudes toward a rare salamander*. Animal Conservation, 17, 235-243.

Revelt, D., Train, K., 1998. *Mixed Logit with repeated choices: households' choice of appliance efficiency level*. Review of Economics and Statistics, 80, 647-657.

Richard, A., Dionne, M., Wang, J., Bernatchez, L., 2013. *Does catch and release affect the mating system and individual reproductive success of wild Atlantic salmon (Salmo salar L.)?* Molecular Ecology, 22, 187-200.

Rillig, M.C., Kiessling, W., Borsch, T., Gessler, A., Greenwood, A.D., Hofer, H., Joshi, J., Schröder, B., Thonicke, K., Tockner, K., Weisshuhn, K., Jeltsch, F,. 2015. *Biodiversity research: data without theory—theory without data*. Frontiers in Ecology and Evolution, 3, 20.

Rode, J., Gomez-Baggethun, E., Krause, T., 2015. *Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: a review of the empirical evidence*. Ecological Economics, 117, 270–282.

Rolfe, J., Brouwer, R., 2012. *Design effects in a meta-analysis of river health choice experiments in Australia.* Journal of Choice Modelling, 5, 81–97.

Ropars-Collet C., Leplat M., Le Goffe Ph., 2017. *Commercial fisheries as an asset for recreational demand on the coast: Evidences from a choice experiment*. Marine Resource Economics, 32, 391-409.

Ropars-Collet, C., Le Goffe, Ph., 2020. *Economic evaluation of catch-and-release salmon fishing, impact on anglers' willingness to pay*. [University works] Working Paper SMART – LERECO, N°20-02? 40 p.

Rose, J.D., Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Diggles, B.K., Sawynok,W., Stevens, E.D., Wynne, C.D.L., 2014. *Can fish really feel pain ?.* Fish and Fisheries, 15, 97-133.

Rosenberger, R.S. Loomis, J.B., 2001. *Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan* (2000 revision). Fort Collins, CO: U.S. Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 59 p.

Rosenberger, R.S., Peterson, G.L., Clarke, A., Brown, T.C., 2003. *Measuring dispositions for lexicographic preferences of environmental goods, integrating economics, psychology, and ethics* . Ecological Economics, 44, 63-76.

Ruiz-Frau, A., Gibbons, J.M., Hinz, H., Edwards-Jones, G., Kaiser, M.J., 2019. *Preference classes in society for coastal marine protected areas.* PeerJ 7:e6672.

Rulleau, B., Dachary-Bernard, J., 2013. *Identification et analyse des préférences lexicographiques en évaluation économique.* Economie et statistique, 460, 129-144.

Rulleau, B., Dehez, J., Point, P., 2011. *The tourist recreational demand for coastal forests: do forests really matter ?*. Review of Agricultural and Environmental Studies, 92, 291–310.

Ryan, M., 1999a. *A role for conjoint analysis in technology assesment in health care ?* International Journal of Technology Assessment in Health Care, 15, 443-457.

Ryan, R.L., 2012. *The influence of landscape preference and environmental education on public attitudes toward wildfire management in the Northeast Pine Barrens (USA).* Landscape and Urban Planning, 107, 55-68

Salkeld, G., Ryan, M., Short, L., 2000. *The veil of experience. Do consumers prefer what they know best ?*. Health Economics, 9, 267-270.

Salz, R.J., Loomis, D.K., Finn, K.L., 2001. *Development and validation of a specialization index and testing of specialization theory*. Human Dimensions of Wildlife, 6, 239–258.

Schaafsma, M., Bartkowski, B., Lienhoop, N., 2018. *Guidance for deliberative monetary valuation studies*. International Review of Environmental and Resource Economics. 12, 267-323.

Schleyer-Lindenmann, A., Dauvier, B., Ittner, H., Piolat, M., 2014. *Mesure des attitudes environnementales, analyse structurale d'une version française de la NEPS (Dunlap et al., 2000)*. Psychologie Française, 61, 83-102.

Schoenefeld, J.J., McCauley, M.R., 2016. *Local is not always better, the impact of climate information on values, behavior and policy suppo*rt. Journal of Environmental Studies and Sciences, 6, 724–732.

Schultz, P.W., Zelezny, L.,1999. *Values as predictors of environmental attitudes, evidence for consistency across 14 countries*. Journal of Environmental Psychology, 19, 255-265.

Serpell, J.A., 2004. *Factors influencing human attitudes to animals and their welfare*. Animal welfare (South Mimms, England), 13, 145-152.

Shan, J., Li, J., 2020. *Valuing marine ecosystem service damage caused by land reclamation: Insights from a deliberative choice experiment in Jiaozhou Bay*. Marine Pollution, 122, 104249.

Shapansky B., Adamowicz, W.L., Boxall, P.C., 2008. *Assessing information provision and respondent involvement effects on preferences*. Ecological Economics, 65, 626-635.

Shaw, W. D., 1992. *Searching for the opportunity cost of an individual's time*. Land Economics, 68, 107–115.

Shelby, L.B., Vaske, J.J., 2008. *Understanding meta-analysis: A review of the methodological literature*. Leisure Sciences, 30, 96-110.

Shrestha, R.K., Loomis, J.B., 2001. *Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation*. Ecological Economics, 39, 67-83.

Sillano, M., de Dios Ortúzar, J., 2005. *Willingness-to-pay estimation with mixed Logit models: some new evidence*. Environment and Planning A: Economy and Space, 37, 525–550.

Sillano, M., Ortúzar, D. de, J., 2005. *Willingness-to-pay estimation with mixed Logit models: some new evidence.* Environment and Planning A: Economy and Space, 37, 525-550.

Sims, B., Danylchuk, A.J., 2017. *Characterizing information on best practice guidelines for catch-and-release in websites of angling-based non-government organizations in the United States.* Fisheries Research, 186, . 688-692.

Smith, C. L. 1983. *Evaluating human factors*. Pages 431–445 in Nielsen., L.A., Johnson, D. L., editors. Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Smith, V.K., Pattanayak, S.K., 2002. *Is Meta-Analysis a Noah's Ark for non-market valuation?*. Environmental and Resource Economics, 22, 271–296.

Spash C.L., Hanley N. 1995. *Preferences, information and biodiversity preservation*. Ecological Economics, 12, 191-208.

Spash, C., 1997. *Ethics and Environmental attitudes with implications for economic valuation*. Journal of Environmental Management, 50, 403-416.

Spash, C.L., Urama, K., Burton, R., Kenyon, W., Shannon, P., Hill, G., 2009. *Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology*. Ecological Economics, 68, 955–964.

Stage, J., Kirchner, C., 2005. *An economic comparison of the commercial and recreational line fisheries in Namibia*. African Journal of Marine Science, 27, 577-584.

Stanley, T., Doucouliagos, H., Giles, M., Heckemeyer, J.H., Johnston, R.J., Laroche, P., Nelson, J.P., Paldam, M., Poot, J., Pugh, G., Rosenberger, R.S., Rost, K., 2013. *Meta-analysis of economics research reporting guidelines.* Journal of Economic Surveys, 27, 390-394.

Stanley, T.D., 2001. *Wheat from chaff, meta-analysis as quantitative literature review*. Journal of Economic Perspectives 15, 131–150.

Stanley, T.D., 2001. *Wheat from chaff: meta-analysis as quantitative literature review*. Journal of Economic Perspectives. 15, 131-150.

Stanley, T.D., Doucouliagos, H., 2016. *Neither fixed nor random: weighted least squares meta-regression*. Research Synthesis Methods, 8: 19– 42.

Stanley, T.D., Doucouliagos, H., Giles, M., Heckemeyer, J.H., Johnston, R.J., Laroche, P., Nelson, J.P., Paldam, M., Poot, J., Pugh, G., 2013. *Meta-Analysis of Economics Research Reporting Guidelines.* Journal of Economic Surveys, 27, 390-394.

Stanley, T.D., Jarrell, S.B., 1989. *Meta-regression analysis, A quantitative method of literature surveys*. Journal of Economic Surveys, 3, 161–170.

Stern, P.C. 2000, *New environmental theories, toward a coherent theory of environmentally significant behavior*. Journal of Social Issues, 56, 407-424.

Stern, P.C., Dietz, T., 1994. *The value basis of environmental concern.* Journal of Social Issues, 50, 65-84.

Subroy, V., Gunawardena, A., Polyakov, M., Pandit, R., Pannell, D.J., 2019. *The worth of wildlife, a meta-analysis of global non-market values of threatened species.* Ecological Economics, 164, 106-374.

Sutton, S.G., 2001. *Understanding catch-and-release behavior of recreational anglers*, Ph.D. Diss. College Station, TX, Texas A&M University.

Sutton, S.G., Ditton, R.B., 2001. *Understanding catch-and-release behavior among U.S. Atlantic bluefin tuna anglers.* Human Dimensions of Wildlife, 6, 49–66.

Swait, J., , Louviere, J., 1993. *The role of the scale parameter in the estimation and comparison of multinomial Logit models.* Journal of Marketing Research, 30, 305-314.

Tallis, H. , Polasky, S. 2009. *Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management*. Annals of the New York Academy of Sciences, 1162, 265-283.

Taye, F., Vedel, S.E., Jacobsen, J.B., 2018. *Accounting for environmental attitude to explain variations in willingness to pay for forest ecosystem service using the new environmental paradigm*. Journal of Environmental Economics and Policy. 7, 420-440.

Taye, F.A., Vedel, S.E., Jacobsen, J.B., 2018. *Accounting for environmental attitude to explain variations in willingness to pay for forest ecosystem services using the new environmental paradigm*. Journal of Environmental Economics and Policy, 7,420-440.

Teisl, M.F., O'Brien, K., 2003. *Who cares and who acts? Outdoor recreationists exhibit different levels of environmental concern and behavior*. Environment and Behavior, 35, 506-522.

Terashima, Y., Yamashita, Y., Asano, K. *An economic evaluation of recreational fishing in Tango Bay, Japan*. Fisheries Science, 86, 925–937.

Thurstone, L., 1927. *A law of comparative judgement*. Psychological Review, 4, 273-286.

Tkac, J., 1998. *The Effects of Information on Willingness-to-Pay Values of Endangered Species*. American Journal of Agricultural Economics, 80, 1214-1220.

Tonsor, G.T., Shupp, R.S., 2011. *Cheap Talk Scripts and Online Choice Experiments: "Looking Beyond the Mean"*. American Journal of Agricultural Economics, 93,1015–1031.

Train, K., 2003. *Discrete Choice Methods with Simulation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK;

Train, K., 2009. *Discrete Choice Methods with Simulation*. Cambridge University Press.

Van den Bergh J.C.J.M., Button K.J., Nijkamp, P., Pepping, G.C., 1997. *Meta-analysis in environmental economics*. Kluwer, Dordrecht.

Van der Ploeg, J., Cauilan-Cureg, M., van Weerd, M., De Groot, W.T., 2011. *Assessing the effectiveness of environmental education: mobilizing public support for Philippine crocodile conservation*. Conservation Letters, 4, 313-323.

Van Houtven, G.L., 2008. *Methods for the Meta-Analysis of Willingness-to-Pay Data*. PharmacoEconomics, 26, 901–910.

Vatn, A., 2005. *Institutions and the Environment*, London: Edward Edgard

Vatn, A., 2010. *An Institutional Analysis of Payments for Environmental Services.* Ecological Economics, 69, 1245-1252.

Veiga, P., Pita, C., Leite, L., Ribeiro, J., Ditton, R.B., Gonçalves, J.M.S., Erzini, K., 2013. *From a traditionally open access fishery to modern restrictions, Portuguese anglers' perceptions about newly implemented recreational fishing regulations*. Marine Policy, 40, 53–63.

Voyer, M., Gollan, N., Barclay, K., Gladstone, W., 2015. "*It's part of me": Understanding the values, images and principles of coastal users and their influence on the social acceptability of MPAs.* Marine Policy, 52, 93-102.

Ward, H.G.M., Quinn, M.S., Post, J.R., 2013. *Angler Characteristics and Management Implications in a Large, Multistock, Spatially Structured Recreational Fishery*. North American Journal of Fisheries Management, 33, 576-584.

Weigel, R., Weigel, J., 1978. *Environmental concern, the development of a measure.* Environment and Behavior, 10, 3-15.

Weiss, R. S., 1994. *Learning from strangers: The art and method of qualitative interviewing*. New York: Free Press.

Werder, O., 2004. *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*, edited by Jeff Bennett & Russell Blarney, 44 Nat. Resources J. 921.

Whitehead, J.C., Blomquist, G.C., Hoban, T.J., Clifford, W.B 1995. *Assessing the validity and reliability of contingent values: a comparison of on-site users, off-site users, and non-users*. Journal of Environmental Economics and Management, 29, 238-251.

Whitehead, J.C., Dumas, C.F., Landry, C.E., Herstine, J., 2011. *Valuing bag limits in the North Carolina charter boat fishery with combined revealed and stated preference data*. Marine Resource Economics, 26, 233-241.

Wilhite, H., 1997. Experiences with the implementation of an informative energy bill in Norway, Ressurskonsult Report 750, Oslo.

Woodward, R.T. Wui, Y-S., 2001. *The economic value of wetland services, A meta-analysis*. Ecological Economics, 37, 257-270.

Woodward, R.T., Griffin, W.L., 2003. *Size and bag limits in recreational fisheries, theoretical and empirical analysis*. Marine Resource Economics, 18, 239-262.

Wright, W.C.C., Eppink, F.V., 2016. *Drivers of heritage value, a meta-analysis of monetary valuation studies of cultural heritage*. Ecological Economics, 130, 277-284.

Xu, L., Ao, C., Mao, B., Cheng, Y., Sun, B., Wang, J., Liu, B., Ma, J., 2020. *Which is more important, ecological conservation or recreational service? evidence from a choice experiment in wetland nature reserve management.* Wetlands 40, 2381–2396.

Zwerina, K., Huber, J., Kuhfeld, W.F., 1996. *A General method for constructing efficient choice designs*. Working Paper, Fuqua School of Business, Duke University.

ANNEXES

CHAPITRE 1 :

ANNEXE 1 : MODELE DE META-REGRESSION DES MOINDRES CARRES PONDERES EXPLIQUANT LE CAPM POUR UN VOYAGE VERS UN SITE DE PECHE REGULE. 246

CHAPITRE 3 :

ANNEXE 2 : MODELE DE META-REGRESSION DES MOINDRES CARRES PONDERES EXPLIQUANT LA VBE DES PECHEURS PAR RAPPORT A UNE OPTION DE "SANS-VOYAGE". 247
ANNEXE 3: LE REGLEMENT DU JEU ASSOCIE A L'ENQUETE EN LIGNE. 248
ANNEXE 4 : TEST DE CONNAISSANCES SUR LES CARACTERISTIQUES BIOLOGIQUES DE L'ALOSE, AVEC UN QUIZ. 250
ANNEXE 5 : LES MENACES QUI PESENT SUR LES STOCKS DES POISSONS SELON LES PECHEURS INTERROGES. 251
ANNEXE 6 : LES RESULTATS DU MODELE LOGIT CONDITIONNEL AVEC LA FORME QUADRATIQUE DE LA DISTANCE 251
ANNEXE 7 : MODELE LOGIT MIXTE AVEC LA DISTRIBUTION LOG-NORMALE DE LA DISTANCE ET LE TIMBRE ALOSE 252
ANNEXE 8 : LES RESULTATS INTERMEDIAIRES POUR LE TEST SWAIT-LOUVIERE POUR L'ENSEMBLE DES PECHEURS. 253
ANNEXE 9 : LES RESULTATS INTERMEDIAIRES POUR LE TEST SWAIT-LOUVIERE POUR LES PECHEURS D'ALOSE 253
ANNEXE 10: RESULTATS DU MODELE LOGIT MIXTE POUR LES DEUX SOUS-ECHANTILLONS DE PECHEURS CIBLANT D'ALOSE 255

CHAPITRE 4 :

ANNEXE 11 : EXPOSE EFFECTUE SUR LES DIFFERENTES INFORMATIONS ET ENJEUX LIES A L'ESPECE ETUDIEE 256
ANNEXE 12 : LES MENACES PRINCIPALES QUI PESENT SUR LA SURVIE DES POISSONS. 257
ANNEXE 13 : TEST DE CALINSKI & HARABASZ (PSEUDO-F) 257
ANNEXE 14 : RESULTATS DES ESTIMATIONS DU MODELE LOGIT CONDITIONNEL POUR CHAQUE ROUND. 258
ANNEXE 15 : RESULTATS DES ESTIMATIONS DU MODELE LOGIT MIXTE FIXANT LES PARAMETRES DE LA DISTANCE. 259

AUTRE :

ANNEXE 16 : QUESTIONNAIRE DE L'ENQUETE 260

Annexe 1 : Modèle de méta-régression des moindres carrés pondérés expliquant le CAPM pour un voyage vers un site de pêche régulé.

Variable dépendante = CAPM	Modèle 1				Modèle 2	
	Coeff,	t test	VIF	1/VIF	Coeff,	t test
Année de l'enquête	-0,20***	-4,61	2,02	0,49	-0,03	-0,68
Cible des espèces migratrices	0,42*	1,76	2,10	0,48	0,67***	2,61
Voyage par bateau	3,87***	6,61	13,68	0,07	-----	-----
Sites de pêche	-1,63***	-3,21	6,21	0,16	0,41	1,11
Europe	0,17	0,42	2,98	0,34	1,46***	3,64
Limitations de tailles	-0,79***	-3,54	1,47	0,68	-0,64***	-2,49
Catch-and-release	-0,41***	-2,26	1,52	0,66	-0,17	-0,93
Une espèce cible	-0,68***	-2,57	2,62	0,38	-0,70***	-2,27
Scénario d'un nouvel instrument de gestion	-1,43***	-3,29	7,54	0,13	0,51	1,44
Pêcheur résident	-1,97***	-9,46	1,84	0,54	-1,56***	-6,53
Méthode Dillman	1,76***	8,77	2,18	0,46	2,43***	11,73
Revue halieutique	0,66***	2,34	2,86	0,35	1,26***	4,46
Constante	4,52***	6,40			1,86***	3,05
R^2- Ajusté	0,79				0,74	
VIF Total			3,92			
Nombre d'observations	260				260	
Nombre d'études (N)	16				16	

Note : *** significatif à 1%, ** significatif à 5% et * significatif à 10%

Annexe 2 : Modèle de méta-régression des moindres carrés pondérés expliquant la VBE des pêcheurs par rapport à une option de "sans-voyage".

Variable dépendante =	Modèle 4				Modèle 5	
VBE	Coeff,	t test	VIF	1/VIF	Coeff,	t test
Année de l'enquête	0,09	1,36	5,70	0,18	0,27***	3,82
Voyage en bateau	2,61***	3,91	6,60	0,15	1,03	1,56
Limitations de tailles très restrictives	0,09	0,33	2,24	0,45	0,62*	1,84
Limitations de tailles intermédiaires	-0,41	-1,37	2,49	0,40	0,39	1,05
Limitations de tailles moins restrictives	0,09	0,37	1,75	0,57	0,74***	2,30
Limitations des captures très restrictives	-1,70*	-1,93	8,37	0,12	1,28	1,58
Limitations des captures intermédiaires	-1,33	-1,59	10,36	0,10	1,47*	1,96
Limitations des captures moins restrictives	-2,16***	-2,41	8,06	0,12	0,81	0,92
Fermetures temporaires	-1,78*	-1,82	1,54	0,65	-1,24	-1,45
Limitations de canne	-2,83***	-7,16	1,19	0,84	-2,99***	-6,97
Scénario d'un nouvel instrument de gestion	-4,21***	-5,13	10,67	0,09	----	----
Revue halieutique	-3,01***	-4,32	9,71	0,10	0,24	0,53
Constante	8,93***	5,87	----	----	1,05	1,06
R^2- Ajusté	0,84				0,84	
VIF total				5,72		
Nombre d'observations	89				89	
Nombre d'études (N)	8				8	

Note : *** significatif à 1%, ** significatif à 5% et * significatif à 10%

Annexe 3: Le règlement du jeu associé à l'enquête en ligne.

REGLEMENT DU JEU-CONCOURS

Enquête sur la régulation de la pêche récréative aux poissons migrateurs

Article 1 : Organisation

L'EPSCP IRSTEA ci-après désigné sous le nom « L'organisateur », dont le siège social est situé 1 rue Pierre-Gilles de Gennes 92160 Antony, immatriculé sous le numéro SIRET 18007001300198, organise un jeu gratuit sans obligation d'achat du 18/02/2019 au 31/03/2019 minuit (jour inclus).

L'IRSTEA (Institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture) lance une enquête sur la pêche récréative aux poissons migrateurs. Il vous propose d'y répondre et de participer ainsi à un concours mettant en jeu 12 lots d'une valeur de 50€ chacun.

Article 2 : Participants

Ce jeu gratuit sans obligation d'achat est exclusivement ouvert aux personnes majeures, pêcheurs de poissons migrateurs et détenteurs d'une Carte pêche 2019, résidant en Gironde ou en Charente-Maritime.

Sont exclues du jeu les personnes ne répondant pas aux conditions ci-dessus, ainsi que les membres du personnel de « L'organisateur », et toute personne ayant directement ou indirectement participé à la conception, à la réalisation ou à la gestion du jeu ainsi que leur conjoint et les membres de leurs familles : ascendants et descendants directs ou autres parents vivant ou non sous leur toit.

« L'organisateur » se réserve le droit de demander à tout participant de justifier des conditions ci-dessus exposées. Toute personne ne remplissant pas ces conditions ou refusant de les justifier sera exclue du jeu et ne pourra, en cas de gain, bénéficier de son lot.

Il n'est autorisé qu'une seule participation par personne (même nom, même adresse). « L'organisateur » se réserve le droit de procéder à toute vérification pour le respect de cette règle.

La participation au jeu implique l'entière acceptation du présent règlement.

Article 3 : Modalités de participation

Pour participer, il suffit de compléter intégralement le questionnaire.

Toute participation effectuée contrairement aux dispositions du présent règlement rendra la participation invalide. Tout participant suspecté de fraude pourra être écarté du jeu-concours par « L'organisateur » sans que celle-ci n'ait à s'en justifier. Toute identification ou participation incomplète, erronée ou illisible, volontairement ou non, ou réalisée sous une autre forme que celle prévue dans le présent règlement sera considérée comme nulle. La même sanction s'appliquera en cas de multi-participation.

Article 4 : Gains

Les dotations mises en jeu sont réparties comme suit :

- Du 1er au 12ème lot : Chèques (50 € TTC)

Valeur totale : 600 € TTC.

La valeur des prix est déterminée au moment de la rédaction du présent règlement et ne saurait faire l'objet d'une contestation quant à leur évaluation.

Tous les frais exposés postérieurement au jeu notamment pour l'entretien et l'usage de ces lots sont entièrement à la charge du gagnant.

Article 5 : Désignation des gagnants

A la fin du jeu-concours, le tirage au sort sera réalisé le 01/04/2019 à 00h00.

Condition(s) de participation au tirage au sort :

Seuls les participants ayant répondus à l'intégralité de l'enquête seront sélectionnés pour le tirage au sort.

Article 6 : Annonce des gagnants

Les gagnants seront informés par e-mail à l'adresse indiquée lors de l'inscription au jeu-concours.

Article 7 : Remise des lots

Les lots seront envoyés aux Fédérations de pêche de Gironde et de Charente-Maritime. Ils seront à retirer par les gagnants aux adresses suivantes :

Fédération de pêche de Gironde :
10 ZA du Lapin,
33750 Beychac-et-Caillau

Fédération de pêche de Charente-Maritime :
5 rue Chante Caille ZAC des Charriers,
17100 Saintes.

Les gagnants s'engagent à accepter les lots tels que proposés sans possibilité d'échange notamment contre des espèces, d'autres biens ou services de quelque nature que ce soit ni transfert du bénéfice à une tierce personne. De même, ces lots ne pourront faire l'objet de demandes de compensation.

Article 8 : Utilisation des données personnelles des participants

Les informations des participants sont enregistrées et utilisées par « L'organisateur » pour mémoriser leur participation au jeu-concours et permettre l'attribution des lots.

Les participants peuvent, pour des motifs légitimes, s'opposer à ce que leurs données personnelles communiquées dans le cadre de ce jeu fassent l'objet d'un traitement. Ils disposent également d'un droit d'opposition à ce qu'elles soient utilisées à des fins de prospection commerciale, en dehors de la participation à ce jeu-concours, qu'ils peuvent faire valoir dès l'enregistrement de leur participation en s'adressant par courrier à « L'organisateur » dont l'adresse est mentionnée à l'article 1.

Le/les gagnant(s) autorisent « L'organisateur » à utiliser à titre publicitaire ou de relations publiques leurs coordonnées (nom, prénom), sur quelque support que ce soit, sans que cela ne leur confère une rémunération, un droit ou un avantage quelconque, autre que l'attribution de leur lot.

Conformément à la Loi Informatique et Libertés dans sa dernière version, ainsi qu'au Règlement n°2016/679 du parlement européen et conseil du 27 avril 2016 relatif à la protection des personnes physiques à l'égard du traitement des données à caractère personnel et à la libre circulation de ces données, le participant peut exercer son droit d'accès, de rectification, d'effacement des données, de limitation du traitement, son droit à la portabilité des données, son droit d'opposition, ainsi que son droit au retrait de son consentement en s'adressant par courrier à « L'organisateur » dont l'adresse est mentionnée à l'article 1.

Article 9 : Règlement du jeu

Le règlement du jeu est déposé à la SELARL ACTA - PIERSON et ASSOCIES titulaire d'un office d'huissier de justice domiciliée 15 rue de Sarre BP 15126 57074 METZ Cedex 3.

Le règlement du jeu sera consultable sur la page d'accueil du questionnaire.

Il peut être adressé à titre gratuit à toute personne qui en fait la demande auprès de « L'organisateur ».

« L'organisateur » se réserve le droit de prolonger, écourter, modifier ou annuler le jeu à tout moment, notamment en cas de force majeure, sans qu'il puisse être prétendu à aucune indemnité par les participants. Le règlement modifié par avenant(s), sera déposé, le cas échéant à la SELARL ACTA - PIERSON et ASSOCIES titulaire d'un office d'huissier de justice domiciliée 15 rue de Sarre BP 15126 57074 METZ Cedex 3.

Article 10 : Propriété industrielle et intellectuelle

La reproduction, la représentation ou l'exploitation de tout ou partie des éléments composant le jeu, le présent règlement compris sont strictement interdites.

Toutes les marques, logos, textes, images, vidéos et autres signes distinctifs reproduits sur le site ainsi que sur les sites auxquels celui-ci permet l'accès par l'intermédiaire de liens hypertextes, sont la propriété exclusive de leurs titulaires et sont protégés à ce titre par les dispositions du Code de la propriété intellectuelle et ce pour le monde entier. Leur reproduction non autorisée constitue une contrefaçon passible de sanctions pénales.

Toute reproduction, totale ou partielle, non autorisée de ces marques, logos et signes constitue une contrefaçon passible de sanctions pénales.

La participation à ce jeu implique l'acceptation pleine et entière du présent règlement par les participants.

Article 11 : Responsabilité

La responsabilité de « L'organisateur » ne saurait être engagée en cas de force majeure ou de cas fortuit indépendant de sa volonté.

« L'organisateur » ne saurait être tenu pour responsable des retards, pertes, vols, avaries des courriers, manque de lisibilité des cachets du fait des services postaux. Il ne saurait non plus être tenu pour responsable et aucun recours ne pourra être engagé contre lui en cas de survenance d'événements présentant les caractères de force majeure (grèves, intempéries...) privant partiellement ou totalement les participants de la possibilité de participer au jeu et/ou les gagnants du bénéfice de leurs gains.

« L'organisateur » ainsi que ses prestataires et partenaires ne pourront en aucun cas être tenus pour responsables des éventuels incidents pouvant intervenir dans l'utilisation des dotations par les bénéficiaires ou leurs invités dès lors que les gagnants en auront pris possession.

De même « L'organisateur », ainsi que ses prestataires et partenaires, ne pourront être tenus pour responsables de la perte ou du vol des dotations par les bénéficiaires dès lors que les gagnants en auront pris possession. Tout coût additionnel nécessaire à la prise en possession des dotations est à l'entière charge des gagnants sans que ceux-ci ne puissent demander une quelconque compensation à « L'organisateur », ni aux sociétés prestataires ou partenaires.

Article 12 : Litige & Réclamation

Le présent règlement est régi par la loi française.

« L'organisateur » se réserve le droit de trancher sans appel toute difficulté pouvant survenir quant à l'interprétation ou à l'application du présent règlement, étant entendu qu'aucune contestation ne sera admise notamment sur les modalités du jeu, sur les résultats, sur les gains ou leur réception, un mois après la fin du jeu. Sauf en cas d'erreurs manifestes, il est convenu que les informations résultant des systèmes de jeu de « L'organisateur » ont force probante dans tout litige quant aux éléments de connexion et au traitement informatique des dites informations relatives au jeu.

Toute réclamation doit être adressée dans le mois suivant la date de fin du jeu à « L'organisateur ». Passée cette date, aucune réclamation ne sera acceptée. La participation au jeu entraîne l'entière acceptation du présent règlement.

Article 13 : Convention de preuve

De convention expresse entre le participant et « L'organisateur », les systèmes et fichiers informatiques de « L'organisateur » feront seuls foi.

Les registres informatisés, conservés dans les systèmes informatiques de « L'organisateur », dans des conditions raisonnables de sécurité et de fiabilité, sont considérés comme les preuves des relations et communications intervenues entre « L'organisateur » et le participant.

Il est en conséquence convenu que, sauf erreur manifeste, « L'organisateur » pourra se prévaloir, notamment aux fins de preuve de tout acte, fait ou omission, des programmes, données, fichiers, enregistrements, opérations et autres éléments (tels que des rapports de suivi ou autres états) de nature ou sous format ou support informatiques ou électroniques, établis, reçus ou conservés directement ou indirectement par « L'organisateur », notamment dans ses systèmes informatiques.

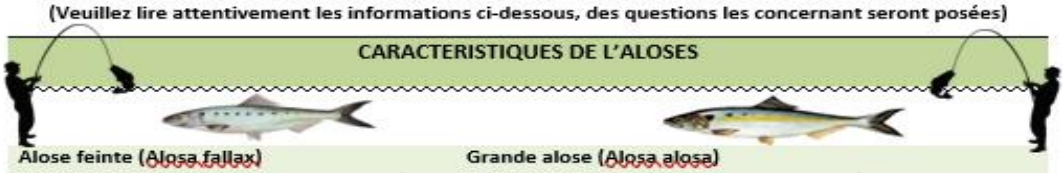
Les éléments considérés constituent ainsi des preuves et s'ils sont produits comme moyens de preuve par « L'organisateur » dans toute procédure contentieuse ou autre, ils seront recevables, valables et opposables entre les parties de la même manière, dans les mêmes conditions et avec la même force probante que tout document qui serait établi, reçu ou conservé par écrit.

Les opérations de toute nature réalisées à l'aide de l'identifiant et du code attribués à un participant, à la suite de l'inscription, sont présumées de manière irréfragable, avoir été réalisées sous la responsabilité du participant.

Annexe 4 : Test de connaissances sur les caractéristiques biologiques de l'alose, avec un quiz.

Avant de parler de la pêche à l'alose, faisons plus ample connaissance avec ce poisson migrateur
(Veuillez lire attentivement les informations ci-dessous, des questions les concernant seront posées)

CARACTERISTIQUES DE L'ALOSES



Alose feinte (Alosa fallax)

- Taille : 30 cm à 50 cm et Poids: 0,7 à 1 kg
- Ecailles : régulières
- Autre : 4 à 8 tâches noires

Grande alose (Alosa alosa)

- Taille : 30 cm à 70 cm et Poids : 1kg à 3kg
- Ecailles : irrégulières
- Autre : 1 seule tâche noire bien marquée derrière l'opercule

Les aloses peuvent se rencontrer dans le Rhône, la Loire, et l'Aude, mais les secteurs où elles **sont très présentes** sont **la Garonne, la Dordogne, et la Charente.**

CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ALOSE

Cycle biologique des aloses

QUAND ET COMMENT PRATIQUER LA PECHE A L'ALOSE

- L'alose se pêche **de Mai à Juin,** souvent **avant sa reproduction** et **en aval** des barrages.
- La pêche de l'alose ne demande pas un matériel bien spécifique : Elles se pêchent aux leurres, à la calée ou au lancer-ramener, et à la mouche. Cette dernière technique est certainement la plus sportive.

- **L'alose est fragile pour la pratique du no-kill** : Ce poisson combat jusqu'au bout de ses forces mais est toutefois très fragile, il meurt rapidement s'il est manipulé trop longtemps. Il faut, si possible, le relâcher sans le sortir de l'eau, sans le mailler dans une épuisette et sans le prendre à la main.

QUESTIONS SUR LES INFORMATIONS CONCERNANT L'ALOSE

37. **L'alose feinte** a des écailles régulières :
    - ☐ Oui
    - ☐ Non
    - ☐ Je ne sais pas
38. Les aloses sont **très présentes** sans ma Loire
    - ☐ Oui
    - ☐ Non
    - ☐ Je ne sais pas
39. La pêche à l'alose est souvent autorisée **avant sa reproduction**
    - ☐ Oui
    - ☐ Non
    - ☐ Je ne sais pas
40. Les aloses sont **fragiles** pour la pratique de no-kill
    - ☐ Oui
    - ☐ Non
    - ☐ Je ne sais pas

Annexe 5 : Les menaces qui pèsent sur les stocks des poissons selon les pêcheurs interrogés.

Menaces pesant sur la survie des poissons	Pêche illégale	54,5%
	Règlementation pas assez stricte	6,6%
	Pollution de l'eau	37,5%
	Effort de pêche excessif	13,88%
	Réchauffement climatique	12,29%
	Obstacles et barrières	41,84%
	Autre	0,2%
Population		1000

Annexe 6 : Les résultats du modèle Logit conditionnel avec la forme quadratique de la distance

Variables explicatives	Logit conditionnel simple Sous-échantillon sans information	
	Coeff,	Erreur standard
Scénario d'interdiction =1	-0, 307	0,901
Timbre alose	-0,055***	0,002
Limite de 2 poissons	-0,117	0,072
Limite de 4 poissons	-0,088	0,056
Limite de 6 poissons	0,001	0,057
Autres poisons d'intérêt	-0,203***	0,046
Nombre de spots ouverts	0,001	0,001
Distance	0,023	0,029
Distance x Distance	-0,000	0,000
Dégradation des stocks	-0,177***	0,055
Amélioration des stocks	0,541***	0,050
Echelle de certitude	0,013***	0,001
Nombre de pêcheurs		493
Nombre d'observations		8874
Log-vraisemblance		-2767
AIC		5559
BIC		5644

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

Annexe 7 : Modèle Logit mixte avec la distribution log-normale de la distance et le timbre alose.

Variables explicatives	Sous-échantillon sans information			
	Sans interactions		Avec interactions	
	Coeff	Erreur standard	Coeff	Erreur standard
Scénario d'interdiction =1	-1,946***	0,471	-2,886***	0,702
Ln (Timbre alose)	-2,481***	0,189	-2,495***	0,247
Limite de 2 poissons	0,217	0,136	0,242*	0,138
Limite de 4 poissons	0,015	0,103	0,033	0,100
Limite de 6 poissons	-0,050	0,086	-0,056	0,086
Autres poissons d'intérêt	-0,179**	0,072	-0,172**	0,072
Nombre de spots ouverts	0,005**	0,002	0,005**	0,002
Ln(Distance)[1]	-3,991***	0,182	-3,955***	0,176
Dégradation des stocks	-0,428***	0,0943	-0,421***	0,093
Amélioration des stocks	0,809***	0,086	0,783***	0,085
Echelle de certitude	0,013***	0,003	0,013***	0,003
Interactions				
Scénario d'interdiction *(âge <45 = 1)			-0,697*	0,392
Timbre alose* (âge<45 =1)			0,014*	0,008
Timbre alose *(Pratique *no-kill*=1)			-0,016**	0,007
Scénario d'interdiction *(sorties plus longue=1)			-0,243	0,425
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)			-1,401***	0,512
Scénario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)			0,681	0,436
Scénario d'interdiction *(Pratique no-kill=1)			1,946***	0,521
Ecart-Types				
Scénario d'interdiction =1	4,383***	0,299	4,379***	0,305
Timbre alose	2,749***	0,655	2,958***	0,911
Limite de 2 poissons	0,395**	0,196	0,277	0,220
Limite 4 poissons	0,359**	0,146	0,206	0,157
Limite de 6 poissons	0,057	0,130	0,068	0,142
Autres poisons d'intérêt	0,160*	0,088	0,275***	0,093
Nombre de spots ouverts	0,006**	0,002	0,003	0,003
Distance	0,165	0,127	0,018	0,142
Dégradation des stocks	0,707***	0,138	0,633***	0,142
Amélioration des stocks	0,673***	0,144	0,652***	0,130
Echelle de certitude	0,002	0,003	0,003	0,003
Nombre de pêcheurs	493			
Nombre d'observations	8874			
Log-vraisemblance	-2002		-1986	
AIC	4049		4031	
BIC	4205		4237	

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%,

1 : le coefficient de la distance transformé est « 0,019 » (erreur standard = 0,003) pour le modèle sans interactions et « 0,019 » (erreur standard = 0.003) pour le modèle sans interactions. Cette transformation est basée sur la méthode Delta (nlcom sous stata).

Annexe 8 : les résultats intermédiaires pour le test Swait-Louvière pour l'ensemble des pêcheurs. Modèles logit mixte.

Variables explicatives	Modèle complet 1		Modèle complet 2		Modèle complet 3	
	Coeff,	Erreur standard	Coeff,	Erreur standard	Coeff,	Erreur standard
Scénario d'interdiction =1	-4,695***	0,454	-4,622***	0,405	-3,336***	0,401
Timbre alose	-0,076***	0,008	-0,062***	0,006	-0,065***	0,007
Limite de 2 poissons	0,190**	0,103	0,165*	0,094	0,183**	0,084
Limite de 4 poissons	0,103	0,073	0,077	0,068	0,071	0,060
Limite 6 poissons	0,043	0,061	0,024	0,057	0,047	0,049
Autres poisons d'intérêt	-0,089*	0,048	-0,089***	0,045	-0,086**	0,062
Nombre de spots ouverts	0,005***	0,002	0,005***	0,002	0,004***	0,002
Distance (Inverse)[1]	-39,54***	7,158	-38,84***	6,563	-34,51***	5,759
Dégradation des stocks	-0,382***	0,065	-0,356***	0,060	-0,311***	0,001
Amélioration des stocks	0,773***	0,062	0,717***	0,057	0,619***	0,052
Echelle de certitude	0,011***	0,002	0,011***	0,002	0,009***	0,001
Interactions						
Scénario d'interdiction *(âge <45 = 1)	-0,251	0,381	0,197	0,332	-0,012	0,348
Timbre alose* (âge<45 =1)	0,152**	0,008	0,011	0,007	0,005	0,008
Timbre alose *(Pratique *no-kill*=1)	-0,019**	0,007	-0,016**	0,007	-0,010	0,009
Scénario d'interdiction *(sorties plus longue=1)	-0,632*	0,355	-0,720*	0,413	-0,749*	0,400
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)	-1,291***	0,454	-1,474***	0,424	-1,022**	0,415
Scénario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)	0,996***	0,349	1,060***	0,309	0,654*	0,376
Scénario d'interdiction *(Pratique *no-kill*=1)	1,320***	0,382	1,395***	0,295	0,790**	0,321
Ecart-Types						
Scénario d'interdiction=1	5,701***	0,311	4,025***	0,194	3,892***	0,2129
Timbre alose	0,084***	0,005	0,072***	0,004	0,068***	0,004
Limite de 2 poissons	0,495***	0,156	0,411	0,109	0,319***	0,114
Limite 4 poissons	0,038	0,151	0,141**	0,088	0,016	0,103
Limite de 6 poissons	0,108	0,091	0,016	0,084	0,014	0,071
Autres poisons d'intérêt	0,021	0,092	0,187	0,083	0,022	0,062
Nombre de spots ouverts	0,002	0,002	0,003	0,001	0,000	0,002
Distance	7,350	7,273	0,620	8,335	6,276	9,571
Dégradation des stocks	0,431***	0,117	0,501***	0,099	0,338***	0,105
Amélioration des stocks	0,780***	0,,085	0,630***	0,081	0,583***	0,075
Echelle de certitude	0,001	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002
Log-vraisemblance	-4123		-4124		-4134	
AIC	8303		8307		8327	
BIC	8529		8533		8553	
Nombre de pêcheurs	1000					
Nombre d'observations	18000					

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,025 » (erreur standard = 0,004), « -0,026 » (erreur standard = 0,004) et « -0,289 » (erreur standard = 0,005) pour les modèles 1, 2 et 3 respectivement. Cette transformation est basée sur la méthode Delta (nlcom sous stata).

Annexe 9 : Les résultats intermédiaires pour le test Swait-Louvière pour les pêcheurs d'alose. Modèles logit mixte

Variables explicatives	Modèle complet 1		Modèle complet 2		Modèle complet 3	
	Coeff,	Erreur standard	Coeff,	Erreur standard	Coeff,	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-4,338***	0,765	-11,44***	1,516	-10,55***	1,349
Timbre alose	-0,150***	0,014	-0,545***	0,038	-0,278***	0,023
Limite de 2 poissons	0,018	0,211	-1,155***	0,364	-0,686**	0,023
Limite de 4 poissons	-0,009	0,211	-0,700***	0,263	-0,434	0,265
Limite 6 poissons	0,153	0,136	0,027	0,234	0,027	0,232
Autres poisons d'intérêt	-0,293***	0,108	-0,671***	0,198	-0,553***	0,183
Nombre de spots ouverts	0,011***	0,004	0,010	0,008	0,0139**	0,006
Distance (Inverse)[1]	-69,292***	0,0064	-76,74***	28,62	-90,23***	27,30
Dégradation des stocks	-0,745***	0,149	-1,332***	0,329	-1,138***	0,242
Amélioration des stocks	1,300***	0,152	3,341***	0,345	2,542***	0,274
Echelle de certitude	0,020***	0,004	0,029***	0,007	0,034***	0,007
Variables interactions						
Scénario d'interdiction *(longues sorties d'une =1)	1,675***	0,434	1,545***	0,363	0,962**	0,416
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)	-3,084***	0,590	-1,526***	0,441	-1,51***	0,505
Scénario d'interdiction *(pêcheur pro-préservation=1)	-1,354***	0,496	-0,795**	0,317	-0,336	0,397
Scénario d'interdiction *(Pratique no-kill=1)	0,778	0,496	-0,553*	0,317	0,995**	0,447
Ecart-Types						
Scénario d'interdiction =1	5,551***	0,541	17,529***	1,300	8,059	0,639
Timbre alose	0,124***	0,013	0,501***	0,034	0,301	0,025
Limite de 2 poissons	0,371**	0,173	0,736**	0,309	0,074	0,280
Limite 4 poissons	0,200	0,186	0,232	0,230	0,293	0,230
Limite de 6 poissons	0,306**	0,151	0,387	0,278	0,226	0,354
Autres poisons d'intérêt	0,011	0,010	0,124	0,141	0,618	0,147
Nombre de spots ouverts	0,013***	0,003	0,021***	0,003	0,032	0,003
Distance	0,124	22,364	96,53***	11,33	129,7	16,06
Dégradation	0,788***	0,188	0,554	0,469	1,466	0,357
Amélioration	1,119***	0,171	2,926***	0,589	1,607	0,248
Echelle de certitude	0,002***	0,004	0,007	0,007	0,006	0,008
Nombre de pêcheurs	313					
Nombre d'observations	5634					
Log-vraisemblance	-1075		-1227		-1128	
AIC	2201		2506		2308	
BIC	2374		2679		2481	

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,014 » (erreur standard = 0,003), « -0,013 » (erreur standard = 0,004) et « -0,011 » (erreur standard = 0,003) pour les modèles 1, 2 et 3 respectivement. Cette transformation est basée sur la méthode Delta (nlcom sous stata).

Annexe 10: Résultats du modèle Logit mixte pour les deux sous-échantillons de pêcheurs ciblant d'alose

Variables explicatives	Logit Mixte avec interactions			
	Sans information		Avec information	
	Coeff	Erreur standard	Coeff	Erreur standard
Scénario d'interdiction =1	-7,410***	1,210	-6,916***	1,398
Timbre alose	-0,183***	0,023	-0,190***	0,027
Limite de 2 poissons	-0,205	0,310	0,119	0,354
Limite de 4 poissons	-0,327	0,242	-0,217	0,254
Limite de 6 poissons	-0,026	0,200	0,016	0,224
Autres poissons d'intérêt	-0,501***	0,170	-0,221	0,162
Nombre de spots ouverts	0,016**	0,006	0,008	0,006
Distance (Inverse)[1]	-90,12**	25,17	-50,85**	23,98
Dégradation	-0,745***	0,223	-0,623***	0,227
Amélioration	1,551***	0,216	1,391***	0,252
Echelle de certitude	0,030***	0,006	0,014***	0,006
Interactions				
Scénario d'interdiction *(sorties plus longue=1)	2,979**	0,688	1,685**	0,749
Scénario d'interdiction *(préférence pour la quantité =1)	-2,848	0,754	-2,122	1,336
Scénario d'interdiction * (pêcheur pro-préservation=1)	0,457	0,603	-0,955	0,979
Scénario d'interdiction *(Pratique *no-kill*=1)	1,190**	0,641	1,862**	0,782
Ecart-Types				
Scénario d'interdiction =1	3,758***	0,428	5,850***	0,849
Timbre alose	0,142***	0,018	0,161***	0,022
Limite de 2 poissons	10,213*	0,238	1,114***	0,315
Limite 4 poissons	0,269	0,213	0,221	0,114
Limite de 6 poissons	0,250	0,170	0,673***	0,229
Autres poisons d'intérêt	0,036**	0,142	0,030	0,099
Nombre de spots ouverts	0,034	0,006	0,012***	0,004
Distance	23,34*	15,55	10,79	17,78
Dégradation	0,867**	0,290	0,803**	0,341
Amélioration	1,086***	0,236	1,446***	0,370
Echelle de certitude	0,008**	0,005	0,001	0,006
Nombre de pêcheurs	157		156	
Nombre d'observations	2826		2808	
Log-vraisemblance	-537		-521	
AIC	1125		1095	
BIC	1280		1249	

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

1 : le coefficient de la distance transformé est « - 0,011 » (erreur standard = 0,003) pour le sous-échantillon sans information et « - 0,019 » (erreur standard = 0,009) pour le sous-échantillon avec information, cette transformation est basée sur la méthode Delta (nlcom sous stata).

Annexe 11 : Exposé effectué sur les différentes informations et enjeux liés à l'espèce étudiée

Avant de parler de la pêche de l'alose faisons plus ample connaissance avec ce poisson de la famille des clupeides.

1. Définition

- Ce sont des POISSONS MIGRATEURS possédant des écailles brillantes. Leurs yeux ont des paupières et leurs joues sont fines. Leur dos a des reflets bleu-vert, leurs flancs sont argentés et des taches sombres apparaissent en arrière des opercules.

Alose feinte (Alosa fallax)

Taille moyenne : 30 cm à 50 cm
Poids moyen : 0,7 à 1 kg
Ecailles : régulières
Autre : 4 à 8 tâches noires

Grande alose (Alosa alosa)

Taille : 30 cm à 70 cm
Poids : 1kg à 3kg
Ecailles : irrégulières
Autre : 1 seule tâche noire bien marquée derrière l'opercule

2. Répartition à l'échelle des rivières françaises

Les aloses peuvent se rencontrer dans le Rhône, la Loire, et l'Aude, mais les secteurs où elles sont très présentes sont la Garonne, la Dordogne, et la Charente.

- Sur la Garonne, les points chauds (SPOTS) sont situés à l'aval des barrages de Lamagistère et de Beauregard.
- Sur la Dordogne, de beaux tableaux de pêche se font, entre autres, dans le secteur de Bergerac, en amont du pont de Mouleydier, de Tuillières, de Lalinde et de Villeneuve.
- Sur la Charente les aloses abondent dans le secteur de Cognac, vers les barrages de Crouin, de Bagnolet et de Garde-Moulin.

3. Cycle biologique et reproduction

C'est un poisson migrateur anadrome. Il naît en eau douce, dans la partie basse des fleuves, mais également plus en amont, et grandit en mer pendant 3 à 5 ans, près des côtes et également près des estuaires. Ils vivent en banc aussi bien en mer qu'en rivière.

- En Mai - Juillet, les aloses adultes remontent les fleuves côtiers lorsque la température de l'eau atteint 14 °C. La reproduction débute à partir de 17°C et l'activité des poissons s'intensifie avec l'augmentation des températures.
- La plupart du temps, les aloses femelles arrivent les premières puis viennent ensuite des mâles plus petits qui repartent un peu plus tard après la reproduction. Elles gagnent les frayères pour s'y reproduire.
- Pendant la parade nuptiale, qui commence après la tombée de la nuit dans l'obscurité, mâles et femelles se rassemblent pour former des couples, se frottent les flancs et tournent en rond, puis frappent la surface de l'eau avec leur nageoire caudale.
- Les œufs ainsi fécondés sont livrés au courant de la rivière, qui se charge de les répartir dans le gravier en aval, où ils incuberont. Les juvéniles d'alose se développent en eau douce et dévalent au bout de quelques mois vers la mer où ils finissent leur croissance.

4. Quand et comment pratiquer la pêche de l'alose

❑ ***De Mai à Juin, souvent avant leur reproduction***

- Les aloses ne sont pas des migrateurs aussi prestigieux que les saumons ou la truite de mer, mais elles déclenchent la passion des pêcheurs qui n'hésitent pas à faire des kilomètres pour se frotter à elles lors des périodes de migration (mai-juin) souvent avant la reproduction. C'est à ce moment qu'il devient possible d'en capturer un grand nombre.

❑ ***En aval des barrages***

- Les meilleurs secteurs de pêche sont en général situés à l'aval des barrages où de très importantes populations se concentrent avant de tenter de les franchir. Il faut bien sûr faire attention à rester dans les limites de distance autorisées et respecter les interdictions de pêche.
- Certains bons postes sont facilement identifiables car ils sont fréquentés par des pêcheurs au lancer. Au cœur des périodes de remontées, il est possible de toucher de nombreux poissons à la mouche en sortant de ces postes typiques et en pêchant des veines de courant puissantes, plus vastes et tranquilles.

❑ ***La pêche de l'alose ne vous demandera pas un matériel bien spécifique.***

- Elles se pêchent aux leurres, à la calée ou au lancer-ramener, et à la mouche. Cette dernière technique est certainement la plus sportive. On utilise des modèles plus ou moins lestés et très colorés (mouche téléphone orange, nymphe violette, nymphe jaune...). Les mouches à alose sont montées sur des hameçons mer ou des hameçons à carpe dans des tailles qui vont du 4 au 8. Leurs couleurs sont vives et contrastées.

❑ ***L'alose est fragile pour la pratique du no-kill***

- Ce poisson combat jusqu'au bout de ses forces mais est toutefois très fragile, il meurt rapidement s'il est manipulé trop longtemps. Il faut, si possible de le relâcher sans le sortir de l'eau, sans le mailler dans une épuisette et sans le prendre à la main. Pour faciliter son décrochage et ne pas laisser trop de blessures au poisson, l'ardillon de l'hameçon doit être écrasé.

DES SCENARIOS DE GESTION DE L'ALOSE FEINTE A EVALUER (ROUND 1)

Cette partie de l'enquête s'intéresse à vos préférences en matière de gestion de la pêche de loisir et récréative à l'alose pour permettre à la fois le maintien de cette activité et la conservation de l'espèce.

❑ L'alose feinte est une espèce qu'il est encore possible de **pêcher** et de **consommer**. Néanmoins, il s'agit d'un poisson migrateur dont les **stocks** ont connu une **diminution** ces dernières décennies. A l'heure actuelle, les aloses feintes subissent des pressions multiples, mortalité en mer, contamination par différentes sources de pollutions, bas débit des rivières, qui sont susceptibles d'avoir des répercussions négatives sur les stocks de ce poisson.

❑ L'alose feinte est classée comme espèce vulnérable (en référence au classement de l'Union Internationale de la Conservation de la Nature). En **biologie** et en **écologie**, une espèce vulnérable (ou préoccupante) est une espèce en péril car ses **caractéristiques biologiques** la rendent particulièrement sensible aux menaces liées aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.

❑ Il n'est pas à exclure que les gestionnaires peuvent être amenés à interdire la pratique de l'activité de manière temporaire ou pérenne.

Annexe 12 : les menaces principales qui pèsent sur la survie des poissons.

Menaces pesant sur la survie des poissons	Pêche illégale	25,81%
	Règlementation pas assez stricte	14,52%
	Pollution de l'eau	67,74%
	Effort de pêche excessif	14,52%
	Réchauffement climatique	12,9%
	Obstacles et barrières	59,68%
	Autre	1,61%
Population		62

Annexe 13 : Test de Calinski & Harabasz (pseudo-F)

Number of clusters	Calinski/ Harabasz pseudo-F
2	9.31
3	9.23
4	8.24
5	7.72
6	7.48
7	7.32
8	7.09
9	6.95
10	6.80
11	6.68
12	6.56
13	6.46
14	6.39
15	6.36

Annexe 14 : Résultats des estimations du modèle Logit conditionnel pour chaque round.

Variables explicatives	Round 1		Round 2	
	Coeff.	Erreur standard	Coeff.	Erreur standard
Scénario d'interdiction=1	-6,11**	2,96	-4,18	2,74
Timbre alose	-0,01	0,02	-0,03	0,02
Limite de 2 poissons	0,79***	0,29	0,28	0,30
Limite de 4 poissons	1,02***	0,31	0,67**	0,31
Limite 6 poissons	0,70***	0,26	0,44*	0,26
Autres poisons d'intérêt	-0,02	0,10	-0.07	0,10
Nombre de spots ouverts	-0,002	0,004	-0,00	0,00
Distance	-0,17*	0,10	-0,11	0,09
Distance²	0,001*	0,00	0,000	0,00
Dégradation des stocks	-0,59***	0,17	-0,51***	0,16
Amélioration des stocks	0,39***	0,15	0,49***	0,14
Echelle de certitude	0,005	0,01	0,00	0,00
Variable interaction				
Scénario d'interdiction*(pêche poissons migrateurs = 1)	-1,83***	0,32	-1,43***	0,28
Nombre de pêcheurs	62			
Nombre d'observations	1116			
Log-vraisemblance	-255,6		-276,06	

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

Annexe 15 : Résultats des estimations du modèle Logit mixte fixant les paramètres de la distance.

Variables explicatives	Coeff	Erreur standard
Scénario d'interdiction =1	-13,95***	5,02
Timbre alose	-0,30***	0,06
Limite de 2 poissons	0,20	0,45
Limite de 4 poissons	0,60	0,47
Limite 6 poissons	0,03	0,38
Autres poisons d'intérêt	-0,03	0,17
Nombre de spots ouverts	-0,01	0,009
Distance	-0,39**	0,17
Distance²	0,003**	0,001
Dégradation des stocks	-2,61***	0,66
Amélioration des stocks	1,35***	0,37
Echelle de certitude	0,02**	0,009
Variable interaction		
Scénario d'interdiction*(pêche poissons migrateurs = 1)	-5,42***	1,06
Ecarts-Types		
Scénario d'interdiction =1	1,03**	0,41
Timbre alose	0,19***	0,03
Limite de 2 poissons	0,40*	0,24
Limite de 4 poissons	1,05***	0,32
Limite 6 poissons	0,41	0,26
Autres poisons d'intérêt	0,66***	0,17
Nombre de spots ouverts	0,06***	0,01
Dégradation des stocks	2,16***	0,77
Amélioration des stocks	1,16***	0,42
Echelle de certitude	0,03***	0,01
Nombre de pêcheurs	124	
Nombre d'observations	2232	
Log-vraisemblance	-335,54	

Notes : *** : significatif à 1%, ** : significatif 5%, * : significatif 10%.

Annexe 16 : Questionnaire de l'enquête

Comment concilier la préservation des poissons migrateurs et la pratique de la pêche de loisir et récréative ?

I. INFORMATIONS SOCIO-DEMOGRAPHIQUES

Nous allons commencer par quelques informations sur vous

37. Vous êtes : (un seul choix possible)

    - Un homme
    - Une femme
    - Je ne souhaite pas le préciser

38. Pouvez-vous indiquer votre âge (un seul choix possible)
    - 18 ans -24 ans
    - 25 ans -34 ans
    - 35 ans -44 ans
    - 45 ans -54 ans
    - 55 ans -64 ans
    - + 65ans

39. Quelle est votre catégorie socio-professionnelle ? (un seul choix possible)
    - Agriculteurs
    - Artisans, commerçants, chefs d'entreprise
    - Cadres et professions intellectuelles
    - Professions intermédiaires
    - Employés
    - Ouvriers
    - Retraités
    - Etudiants
    - Sans activité

40. Quel est le code postal de votre commune de résidence [_____]

II. VOUS ET LA PECHE

41. Quel type de carte possédez-vous ? (un seul choix possible)
    - Carte Majeure
    - Carte Interfédérale
    - Carte Découverte Femme
    - Autres (à préciser)

42. Pouvez-vous indiquer le lieu d'achat de votre permis de pêche ? (un seul choix possible)
    - Cafés, bureaux de tabac
    - Magasins de pêche

- ☐ Via internet
- ☐ Autres (à préciser)

43. Comment avez-vous découvert cette activité ? (un seul choix possible)
    - o Par un (e) ami (e)
    - o Par un membre de votre famille
    - o Lors d'une journée découverte
    - o Par hasard
    - o Autres (à préciser)

44. Depuis quand pratiquez-vous la pêche ? (un seul choix possible)
    - o Depuis un an
    - o 1-4 ans
    - o 5-9 ans
    - o 10- 19 ans
    - o 20 ans et plus

45. Quelles sont vos motivations pour aller pêcher ? (deux choix possibles)
    - ☐ Proximité de la nature
    - ☐ Consommation d'un poisson pêché par soi-même
    - ☐ Combat/Capture du poisson
    - ☐ Détente
    - ☐ Moment à partager en famille / entre amis
    - ☐ Capturer un poisson trophée (poisson de grande taille)

46. Sur une année, à quelle fréquence allez-vous pêcher ? (un seul choix possible)
    - o Moins de 5 fois
    - o 6 à 10 fois
    - o 11 à 15 fois
    - o Plus de 15 fois

47. Au cours des 5 dernières années, la fréquence de vos sorties de pêche est plutôt : (un seul choix possible) (Question posée uniquement si plus de 5 ans en Q8)
    - o À la hausse
    - o Stable
    - o À la baisse

48. D'une manière générale, à quelle période de l'année, allez-vous pêcher ? (un seul choix possible)
    - o Hiver
    - o Printemps
    - o Eté
    - o Automne

49. En moyenne, combien de temps dure une de vos sorties pêche ? (un seul choix possible)
    - o Moins de 3 heures
    - o Une demi-journée
    - o Une journée complète

- Une nuit complète
- 1 à 2 jours
- Plus de 2 jours

50. À quel(s) événement(s) halieutique(s) participez-vous au cours de l'année ? (plusieurs choix possibles)
    - Ouvertures Journée Nationale de la Pêche
    - Concours de pêche
    - Lâchers de truites
    - Fermetures
    - Salon de la pêche
    - Aucun

51. En moyenne, à combien estimez-vous votre dépense annuelle liée à la pêche (hors carte de pêche) ? (un seul choix possible)
    - Moins de 100 €
    - Entre 100 et 350 €
    - Entre 350 et 700 €
    - Plus de 700€

52. A combien de [.....] km en voiture de votre résidence se trouve votre site de pêche habituel ?

III. COMMENT PECHEZ-VOUS ?

53. Citez les trois espèces que vous ciblez par ordre de préférence

    1-
    2-
    3-

54. Pour chacune de vos sorties de pêche, laquelle des deux situations suivantes préférez-vous? (un seul choix possible)
    - Un grand nombre de poissons pêchés, peu importe la taille
    - Un petit nombre de poissons pêchés, mais de grande taille
    - Cela m'est égal

55. Quelle technique de pêche utilisez-vous le plus souvent ? (un seul choix possible)
    - La mouche
    - Le toc
    - Au leurre
    - Autre (veuillez préciser)

56. Adaptez-vous vos techniques de pêche selon le(s) poisson(s) cible(s)? (un seul choix possible)
    - Oui
    - Non

57. Par rapport aux pêcheurs que vous connaissez, diriez-vous que vous êtes plutôt un pêcheur de niveau : (un seul choix possible)
    - ○ Débutant
    - ○ Intermédiaire
    - ○ Avancé
    - ○ Expert

58. Vous diriez que vous pratiquez le *no-kill*/ Graciation (un seul choix possible)

Toujours	Souvent	Parfois	Rarement	Jamais
□	□	□	□	□

59. Quelles sont les pratiques que vous mettez en œuvre ou qui vous semblent les plus réalisables pour optimiser la survie du poisson relâché ? (deux réponses possibles)
    - □ Minimiser le temps du combat
    - □ Minimiser le temps durant lequel le poisson est en dehors de l'eau
    - □ Ecraser les ardillons
    - □ Se mouiller les mains avant de toucher le poisson
    - □ Ne pas le poser par terre

III.1 Votre opinion à propos des contraintes imposées à la pêche

60. Concernant les contraintes imposées à la pêche, diriez-vous que la réglementation de la pêche est devenue complexe ?

(1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible).

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

61. le coût de l'activité est devenu trop cher ? (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (Un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

62. Les pêcheurs manquent d'informations ? (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

63. L'accès aux zones de pêche est devenu difficile ? (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

64. Les prises sont devenues trop rares ? (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

III.2 Votre opinion à propos des actions visant à préserver les stocks de poissons

Pour préserver les espèces de poissons en danger ou menacées de disparition, diriez-vous que…

65. La limitation du nombre de prises journalières est nécessaire. (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

66. L'information des pêcheurs doit être renforcée. (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

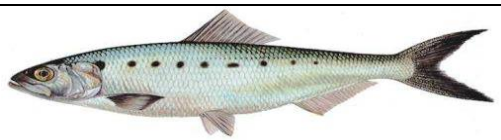
67. L'interdiction temporaire de la pêche est une solution efficace. (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

68. La remise à l'eau obligatoire des poissons doit être généralisée. (1 correspond à « Totalement en désaccord » et 7 correspond à « Totalement en accord ») (un seul choix possible)

1	2	3	4	5	6	7
□	□	□	□	□	□	□

IV. VOUS ET LES POISSONS MIGRATEURS

1	
2	
3	
4	
5	

69. Après avoir regardé attentivement les poissons sur la liste, pouvez-vous reconnaitre ? (plusieurs choix possibles)

- ☐ Le saumon,
  - ○ Oui. Quel Numéro ? [___]
  - ○ Non
- ☐ La grande alose,
  - ○ Oui. Quel Numéro ? [___]
  - ○ Non
- ☐ L'alose feinte,
  - ○ Oui. Quel Numéro ? [___]
  - ○ Non

70. Avez-vous déjà pêché des poissons migrateurs :

- ○ Oui
- ○ Lesquels ? (Plusieurs choix possibles)
  - ☐ Le saumon
  - ☐ La grande alose
  - ☐ L'alose feinte

- La truite de mer
- Non

71. Avez-vous déjà entendu parler des menaces auxquelles font face les poissons migrateurs ? (un seul choix possible)
    - Oui, j'en ai entendu parler
    - Non, je n'en ai pas entendu parler

72. Parmi les menaces suivantes, lesquelles sont selon vous, les deux principales qui pèsent le plus sur la survie des poissons migrateurs ? (deux choix possibles)
    - Pêche illégale
    - Règlementation pas assez stricte
    - Pollution de l'eau
    - Effort de pêche excessif
    - Réchauffement climatique
    - Obstacles et barrières
    - Autre (précisez).
    - Je ne sais pas

V. LA PCHE A L'ALOSE FEINTE

(Partie à présenter sous forme ppt)

VI. DES SCENARIOS DE GESTION DE L'ALOSE FEINTE A EVALUER (ROUND 1)

Cette partie de l'enquête s'intéresse à vos préférences en matière de gestion de la pêche de loisir et récréative à l'alose pour permettre à la fois le maintien de cette activité et la conservation de l'espèce.

L'alose feinte est une espèce qu'il est encore possible de pêcher et de consommer. Néanmoins, il s'agit d'un poisson migrateur dont les stocks ont connu une diminution ces dernières décennies. A l'heure actuelle, les aloses feintes subissent des pressions multiples, mortalité en mer, contamination par différentes sources de pollutions, bas débit des rivières, qui sont susceptibles d'avoir des répercussions négatives sur les stocks de ce poisson.

L'alose feinte est classée comme espèce vulnérable (en référence au classement de l'Union Internationale de la Conservation de la Nature). En biologie et en écologie, une espèce vulnérable (ou préoccupante) est une espèce en péril car ses caractéristiques biologiques la rendent particulièrement sensible aux menaces liées aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.

Il n'est pas à exclure que les gestionnaires peuvent être amenés à interdire la pratique de l'activité de manière temporaire ou pérenne.

Pour éviter une telle situation, il est peut-être envisagé de recourir à des mesures de gestion qui vont influencer à la fois :

A. LES CONDITIONS DE PECHE, via :

- Le montant du « Timbre alose feinte »

Il s'agit d'un permis de pêche spécifique à l'alose feinte payable en plus de la carte de pêche standard. Le montant de ce timbre alose peut varier selon 3 niveaux différents en fonction des scénarios de gestion envisagés.

Montant du Timbre €/an	Entre 15€ et 20€	Entre 25€ et 30€	Entre 35€ et 40€

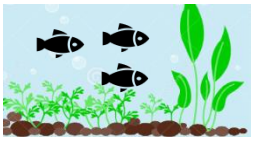
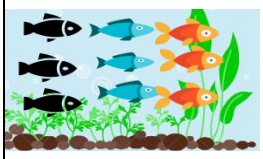
- La limitation des captures pour une sortie journalière

Le nombre de poissons autorisés à capturer légalement par pêcheur par jour. Il peut également varier selon 3 niveaux différents.

Nombre de prises d'aloses autorisées /sorti	2 aloses	4 aloses	6 aloses

- Nombre d'espèces présentes sur les sites proposés (hors l'alose feinte):

Il s'agit ici du nombre d'autres espèces accessibles et autorisées à pêcher sur les mêmes sites. Il est possible d'y rencontrer de 1 à 3.

Autres poissons d'intérêts sur le site	1 espèce 	2 espèces	3 espèces 

B. L'ACCESSIBILITE DES SITES DE PECHE

- Proportion de spots ouverts à la pêche :

Il s'agit de la proportion des frayères (ou spots) ouvertes au public pour pratiquer la pêche de l'alose feinte dans l'ensemble des frayères existantes. Cette proportion peut varier selon trois niveaux :

Proportion de spots ouverts au public	50%	75%	100%

- Distance entre le domicile et le spot le plus proche :

Cet attribut peut varier également selon 3 niveaux selon le scénario.

Distance entre lieu de résidence et le spot le plus proche			

C. RESULTAT ECOLOGIQUE DANS 10 ANS

- Situation des stocks dans 10 ans:

Evolution des stocks d'aloses à l'échelle du bassin versant dans un délai de 10 ans. Cette durée représente deux cycles biologiques de l'alose feinte (depuis la naissance jusqu'à sa reproduction). Elle est définie sur 3 niveaux selon le scénario.

Evolution de l'état des stocks dans 10 ans	Niveaux		
	Dégradation	Comme aujourd'hui	Amélioration

- Degré de certitude concernant cette évolution des stocks:

Echelle de certitude	Niveaux		
	40%	60%	80%

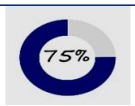
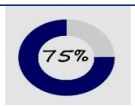
PRESENTATION DES SCENARIOS DE CHOIX

Dans ce qui suit, nous allons vous présenter 6 situations de choix successives composées à chaque fois deux scénarios (« Option 1 » et « Option 2 ») décrivant les impacts des mesures de gestion de la pêche à l'alose sur les trois composantes mentionnées plus haut. Il vous est demandé de choisir quel scénario emporte votre adhésion : lequel préférez-vous ?

Dans le cas où aucune des deux options ne vous convient, vous pouvez opter pour le Scénario « Option 3 ». Mais dans ce cas, cela revient à dire que vous préfériez le recours à un moratoire (c'est-à-dire l'interdiction de la pêche à des fins de la restauration des stocks).

SERIE DE CHOIX (Exemple de BLOC 1)

Série de choix 1 :

	Attributs	Option 1	Option 2	Option 3
Condition de pêche	Montant du « Timbre Alose »		____	
	Nombre de captures autorisées (>30cm)	Illimité	**2/pers/jour**	
	Autres poissons d'intérêts sur le site			
Accessibilité des sites de pêche	Distance au site de pêche le plus proche			Interdiction de l pêche
	Proportion de spots/rivières ouverts au public			
Résultat écologique dans 10 ans	Evolution des stocks d'aloses **à l'échelle du bassin versant**	Dégradation	Amélioration	Comme aujourd'hui
	Echelle de certitude	80%	40%	100%
Vous votez		●	●	●

VII. QUESTIONS DE SUIVI

73. Que diriez-vous des choix que vous venez de faire ?

Très difficile	Difficile	Ni facile, ni difficile	Facile	Très facile
☐	☐	☐	☐	☐

74. Vous avez choisi de façon :

Très certaine	Certaine	Ni certaine, ni incertaine	Incertaine	Très incertaine
☐	☐	☐	☐	☐

75. Vous avez choisi au moins une fois l'option 3, pour quelle(s) raison(s) ? (Uniquement pour les répondants ayant choisi au moins une fois cette option,) (plusieurs réponses possibles).
    - ☐ Je n'ai pas eu suffisamment d'informations pour faire mon choix
    - ☐ Je ne crois pas que l'alose feinte soit une espèce vulnérable
    - ☐ Je ne crois pas que les mesures de résulation proposées soient efficaces
    - ☐ Ce n'est pas aux pêcheurs de supporter tous les efforts de la préservation
    - ☐ Autres (veuillez préciser)

QUESTIONS ATTITUDINALES A LA FIN DE ROUND 2

76. J'aime vraiment les excursions à la campagne, par exemple en forêt ou dans les champs

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

77. Je trouve que passer du temps dans la nature est ennuyeux

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

78. Le gouvernement devrait contrôler le débit d'utilisation des matières premières pour s'assurer qu'elles durent le plus longtemps possible

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

79. Je suis opposé à l'idée du contrôle et de la régulation de l'utilisation des matières premières par les gouvernements dans le but de les faire durer plus longtemps

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

80. J'aimerais rejoindre et participer activement à un groupe écologiste

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

81. Je ne suis pas du genre à m'impliquer dans une organisation environnementale

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

82. Une des raisons les plus importantes de garder les lacs et rivières propres est de permettre aux personnes de bénéficier d'endroits destinés aux sports nautiques

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

83. Nous devons garder les lacs et les rivières propres pour protéger l'environnement, et non pour permettre aux gens de profiter des sports nautiques

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

84. La science moderne ne sera pas capable de résoudre nos problèmes environnementaux

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

85. La science moderne résoudra nos problèmes environnementaux

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

86. Les êtres humains exploitent trop l'environnement

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

87. Je ne crois pas que l'environnement a été trop exploité par les êtres humains

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

88. Je préfère un jardin sauvage et naturel à un jardin soigné et bien ordonné

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

89. Je préfère de loin un jardin qui est bien entretenu et soigné à un jardin naturel et sauvage

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

90. Je ne suis pas le genre de personne qui fait des efforts pour économiser les ressources naturelles

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

91. Autant que possible, j'essaie d'économiser les ressources naturelles

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

92. L'être humain a été créé ou a évolué pour dominer le reste de la nature

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

93. Je ne crois pas que les êtres humains ont été créés ou ont évolué dans le but de dominer le reste de la nature.

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

94. Protéger l'emploi des gens est plus important que protéger l'environnement

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

95. Protéger l'environnement est plus important que protéger l'emploi des gens

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

96. Ça me rend triste de voir les forêts détruites pour l'agriculture

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

97. Ça ne me rend pas triste de voir les milieux naturels détruits

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

98. On devrait encourager les familles à limiter leur nombre d'enfants

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

99. Un couple marié devrait pouvoir avoir autant d'enfants qu'il le souhaite, du moment qu'il peut subvenir correctement à leurs besoins

Tout à fait d'accord	D'accord	Plutôt d'accord	Je ne sais pas	Plutôt pas d'accord	Pas d'accord	Pas de tout d'accord
□	□	□	□	□	□	□

LISTE DES ABREVIATIONS

ACM : Analyse des correspondances multiples

CAPM : Consentement-à-payer marginal

COGEPOMI : Comité de Gestion des Poissons Migrateurs

DECE : Expérience de choix délibérative

EAI : Inventaire des attitudes environnementales

G-MNL : Modèle Logit multinomial généralisé

HMXL : Hybrid mixed logit

IIA : Indépendance des alternatives non pertinentes

IUCN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

MCE : Méthode des expériences de choix discrets

MEA : Millennium Ecosystem Assessment

M-W : Mann-Whitney

NEP : New Ecological Paradigm

PMA : Poissons migrateurs amphihalins

TEEB : Economics of Ecosystems and Biodiversity

VBE : Variation de Bien-être

VIF : Variance Inflation Factor

TABLE DES ILLUSTRATIONS

FIGURES

CHAPITRE 2 :

FIGURE 1: EXTRAIT DES QUESTIONS PERMETTANT D'APPROCHER LES PREOCCUPATIONS SPECIFIQUES DES PECHEURS. 64

FIGURE 2 : INFORMATION DELIVREE AUX PECHEURS DANS LE PROCESSUS DE CHOIX. 70

FIGURE 3 : LES GRANDS BASSINS VERSANTS DE NOUVELLE-AQUITAINE. 71

FIGURE 4 : LE NOMBRE DE PRISES D'ALOSES AUTORISEES PAR SORTIE. 75

FIGURE 5 : LE TIMBRE ALOSE ET SES NIVEAUX. 75

FIGURE 6 : LES AUTRES POISSONS D'INTERETS PRESENTS SUR LE SITE. 76

FIGURE 7 : LE NOMBRE OU PROPORTION DES SPOTS OUVERTS AU PUBLIC. 77

FIGURE 8 : LA DISTANCE ENTRE LIEU DE RESIDENCE ET LE SPOT LE PLUS PROCHE. 78

FIGURE 9 : L'EVOLUTION DE L'ETAT DES STOCKS DE L'ALOSE DANS 10 ANS. 79

FIGURE 10 : L'ECHELLE DE CERTITUDE CONCERNANT L'EVOLUTION DES STOCKS. 79

FIGURE 11 : : LA DEFINITION DU STATU-QUO (OPTION 3). 82

FIGURE 12 : EXEMPLE D'EXPERIENCE DE CHOIX. 86

CHAPITRE 3 :

FIGURE 13 : LES REPONSES DES PECHEURS PAR RAPPORT AU CHOIX DE L'INTERDICTION. 100

FIGURE 14 : LA DIFFICULTE ET LA CERTITUDE DANS LES CHOIX. 101

FIGURE 15 : LA REPARTITION DES PECHEURS SELON LES POISSONS MIGRATEURS CIBLES. 104

FIGURE 16 : LES REPONSES DES PECHEURS AUX QUESTIONS A PROPOS DES CONTRAINTES IMPOSEES A LA PECHE. 105

FIGURE 17: LA REPARTITION DES REPONSES DES PECHEURS AUX QUESTIONS A PROPOS DES ACTIONS VISANT A PRESERVER LES STOCKS DES POISSONS. 106

FIGURE 18: LA DISTRIBUTION DES PARAMETRES INDIVIDUELS VIS-A-VIS DES ATTRIBUT. 128

CHAPITRE 4 :

FIGURE 19 : LES ETAPES D'UNE EXPERIENCE DE CHOIX DELIBERATIVE. 152
FIGURE 20 : SCHEMA ILLUSTRATIF DES GRANDES ETAPES DE NOTRE EXPERIENCE DE CHOIX SOUS UN PROTOCOLE DELIBERATIF. 154
FIGURE 21 : LES RESULTATS SUR LA RECONNAISSANCE DE CERTAINS POISSONS MIGRATEURS 158
FIGURE 22: LES REPONSES DES PECHEURS VIS-A-VIS DES CONTRAINTES IMPOSEES A LA PECHE. 160
FIGURE 23 : LES REPONSES DES PECHEURS VIS-A-VIS DES ACTIONS VISANT A PRESERVER LES STOCKS. 161
FIGURE 24: LA REPRESENTATION GRAPHIQUE SELON LES DEUX DIMENSIONS. 163
FIGURE 25 : LE DENDROGRAMME ISSU DE L'ANALYSE PAR CLUSTER, APPROCHE DE WARD. ... 165
FIGURE 26: LES FACTEURS EVOQUES PAR LES PECHEURS COMME CAUSE DU DECLIN DE L'ALOSE. 192

TABLEAUX

INTRODUCTION :

TABLEAU 1 : EXTRAIT DE LA LISTE DES POISSONS D'EAU DOUCE MENACES EN FRANCE..... 17

CHAPITRE 1 :

TABLEAU 2 : LISTE DES ETUDES PRIMAIRE PAR AUTEURS, TYPE DE PUBLICATIONS ET NOMBRE D'OBSERVATIONS. 34
TABLEAU 3 : CARACTERISTIQUES ET CONTENU DES ETUDES 41
TABLEAU 4 : CAP POUR UN VOYAGE (VERS UN SITE AVEC REGULATION DE CAPTURE) SELON LES CARACTERISTIQUES ET LE CONTENU DE DIFFERENTES ETUDES. 46
TABLEAU 5 : DESCRIPTION ET CODAGE DES VARIABLES INCLUSES DANS L'ECHANTILLON SUR LE CAPM. 47
TABLEAU 6 : MODELE DE META-REGRESSION A EFFETS MIXTES EXPLIQUANT LE CAP POUR UN VOYAGE VERS UN SITE AVEC UNE REGULATION DE CAPTURE. 49
TABLEAU 7 : DESCRIPTION ET CODAGE DE L'ENSEMBLE DE VARIABLES INCLUSES DANS L'ECHANTILLON SUR LA VARIATION DE BIEN-ETRE DES PECHEURS. 51
TABLEAU 8 : MODELE DE META-REGRESSION A EFFETS MIXTES EXPLIQUANT LA VARIATION DE BIEN-ETRE PAR RAPPORT A L'OPTION "PAS DE VOYAGE DE PECHE". 53

CHAPITRE 2 :

TABLEAU 9 : LES 24 ITEMS UTILISES POUR MESURER LES ATTITUDES GENERALES DES PECHEURS A L'EGARD DE L'ENVIRONNEMENT. 67

CHAPITRE 3 :

TABLEAU 10 : LA REPARTITION DE NOS PECHEURS A LA SUITE DE LA TECHNIQUE DE *SPLIT-SAMPLE*. 96
TABLEAU 11 : LES CARACTERISTIQUES SOCIO-ECONOMIQUES DES PECHEURS ENQUETES..... 97

TABLEAU 12 : LA FREQUENCE DES CHOIX OPERES ENTRE LES TROIS OPTIONS 98
TABLEAU 13: LE TEST DE CONNAISSANCES DES PECHEURS SUR L'ALOSE. 102
TABLEAU 14 : LE TEST DE CONNAISSANCE DES PECHEURS SUR LES POISSONS MIGRATEURS. ... 103
TABLEAU 15: DESCRIPTION DES PRATIQUES DE LA PECHE EN TANT QU'ACTIVITE DE LOISIR FAMILIALE. 108
TABLEAU 16: LES REPONSES DES PECHEURS CONCERNANT LEUR PREMIERE MOTIVATION POUR PRATIQUER LA PECHE ET LEUR PRATIQUE DE *NO-KILL*..... 108
TABLEAU 17: LES REPONSES DES PECHEURS CONCERNANT LES BONNES PRATIQUES DE *NO-KILL*. 109
TABLEAU 18: LES 24 ITEMS UTILISES POUR MESURER LES ATTITUDES GENERALES DES PECHEURS A L'EGARD DE L'ENVIRONNEMENT. 112
TABLEAU 19 : LES VALEURS MOYENNES DES SCORES POUR L'ENSEMBLE DE L'ECHANTILLON. 113
TABLEAU 20: LES RESULTATS DU MODELE LOGIT CONDITIONNEL POUR LE SOUS-ECHANTILLON SANS INFORMATION..... 117
TABLEAU 21 : LES RESULTATS DE L'ESTIMATION D'UN MODELE LOGIT CONDITIONNEL AVEC EFFETS D'INTERACTIONS. 120
TABLEAU 22 : LE TEST D'HAUSMAN-MCFADDEN DE L'HYPOTHESE IIA. 123
TABLEAU 23 : RESULTATS DES ESTIMATIONS DES MODELES LOGIT MIXTE AVEC ET SANS EFFETS D'INTERACTIONS. 125
TABLEAU 24 : LES RESULTATS DU TEST DE SWAIT-LOUVIERE..... 131
TABLEAU 25 : LES RESULTATS DU MODELE LOGIT MIXTE POUR LES DEUX SOUS-ECHANTILLONS. 134
TABLEAU 26: RESULTATS DU MODELE G-MNL POUR LES DEUX SOUS-ECHANTILLONS. 136
TABLEAU 27 : LES RESULTATS DU TEST DE SWAIT-LOUVIERE POUR LES PECHEURS D'ALOSE. 140
TABLEAU 28 : LES RESULTATS DU MODELE G-MNL POUR LES DEUX SOUS-ECHANTILLONS DE PECHEURS D'ALOSE. 142

CHAPITRE 4 :

TABLEAU 29 : LA COMPARAISON DE L'EXPERIENCE DE CHOIX STANDARD VERSUS DELIBERATIVE 150
TABLEAU 30 : ENSEMBLE D'ARTICLES UTILISANT LA METHODE DES EXPERIENCES DE CHOIX DELIBERATIVES 151
TABLEAU 31 : LES SCORES DES DEUX DIMENSIONS DE L'EAI-24. 162
TABLEAU 32 : LES RESULTATS DES ESTIMATIONS DU MODELE LOGIT CONDITIONNEL SUR L'ENSEMBLE DES DONNEES AVEC ET SANS LA FORME NON-LINEAIRE DE LA DISTANCE. ... 170
TABLEAU 33 : LES RESULTATS DES ESTIMATIONS DU MODELE LOGIT MIXTE AVEC UNE LOI NORMALE DE DISTRIBUTION DES PARAMETRES, SUR L'ENSEMBLE DES DONNEES. 174
TABLEAU 34 : LES RESULTATS DES ESTIMATIONS DU MODELE LOGIT MIXTE AVEC UNE LOI LOG-NORMALE DE DISTRIBUTION DES PARAMETRES, SUR L'ENSEMBLE DES DONNEES. 177
TABLEAU 35 : MOYENNES, MEDIANES ET ECARTS TYPES DES COEFFICIENTS LOG-NORMALEMENT DISTRIBUES. 179
TABLEAU 36: RATIOS D'UTILITE MARGINAUX POUR LES ATTRIBUTS SIGNIFICATIFS ET LE CONSENTEMENT-A-PAYER POUR CHAQUE ATTRIBUT. 184
TABLEAU 37 : LES VARIATIONS DE BIEN-ETRE DES PECHEURS POUR LES 4 SCENARIOS CONSIDERES, EXPRIMEES EN KILOMETRAGE ET EN EN EURO. 188
TABLEAU 38: LES 14 THEMES CODES POUR L'ANALYSES DES DEBRIEFINGS 190

ENCADRES

CHAPITRE 2 :

ENCADRE 1 : SCENARIO HYPOTHETIQUE PRESENTE AUX ENQUETES. 85

CHAPITRE 4 :

ENCADRE 2: LE PROGRAMME D'UNE SESSION 156